



Contribution aux méthodes de conception pour la fin de vie : prise en compte des pratiques de prétraitement de la filière DEEE (Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques)

Natalia Alonso Movilla

► To cite this version:

Natalia Alonso Movilla. Contribution aux méthodes de conception pour la fin de vie : prise en compte des pratiques de prétraitement de la filière DEEE (Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques). Génie des procédés. Université Grenoble Alpes, 2016. Français. NNT : 2016GREAI065 . tel-01623569

HAL Id: tel-01623569

<https://theses.hal.science/tel-01623569>

Submitted on 25 Oct 2017

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

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

Spécialité : **Génie Industriel**

Arrêté ministériel : 25 mai 2016

Présentée par

Natalia ALONSO MOVILLA

Thèse dirigée par **Peggy ZWOLINSKI**

préparée au sein du **Laboratoire G-SCOP. Grenoble - Sciences pour la Conception, l'Optimisation et la Production, UMR 5272**

dans l'**École Doctorale I-(MEP)². Ingénierie – Matériaux Mécanique Energétique Environnement Procédés Production**

Contribution aux méthodes de conception pour la fin de vie : prise en compte des pratiques de prétraitement de la filière DEEE (Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques)

Thèse soutenue publiquement le **30 novembre 2016**,
devant le jury composé de :

Monsieur Daniel FROELICH

Professeur des Universités, Arts et Métiers ParisTech, Chambéry (Président)

Monsieur Dominique MILLET

Professeur des Universités, l'Université de Toulon (Rapporteur)

Monsieur Nicolas PERRY

Professeur des Universités, Arts et Métiers ParisTech, Bordeaux (Rapporteur)

Madame Peggy ZWOLINSKI

Professeur des Universités, Université Grenoble Alpes (Directrice de thèse)

Monsieur Cyrille DALLA ZUANNA

Responsable R&D Assemblages, CETIM, Saint-Etienne (Membre invité)

Monsieur Fabrice MATHIEUX

Chercheur, Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne, Ispra (Membre invité)



REMERCIEMENTS

Je souhaite, tout d'abord, exprimer ma reconnaissance à l'ensemble des personnes qui m'ont donné l'opportunité de réaliser cette thèse et qui m'ont soutenu tout au long de cette aventure. Je me sens très chanceuse. Merci ☺ !

Je tiens à remercier ma directrice de thèse, Peggy Zwolinski, avant tout pour m'avoir fait confiance. Merci également pour son soutien, nos réunions toujours productives, ainsi que pour les précieuses corrections qu'elle a apportées à ce manuscrit.

Je remercie l'ensemble des membres du jury. Merci plus particulièrement à Dominique Millet et à Nicolas Perry pour avoir accepté de rapporter ces travaux.

Merci au CETIM pour avoir été initiateur de ma thèse avec mon projet de fin d'études. Je remercie en particulier Cyrille Dalla Zuanna et Franz Barnave pour l'intérêt qu'ils ont porté à mes travaux.

Je remercie la mobilité Explo'Ra DOC pour m'avoir permis de réaliser un séjour scientifique au sein du Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne à Ispra (Italie). Merci à mes encadrants Fabrice Mathieux et Jo Dewulf. Merci également à mes collègues et amis pour l'accueil que vous m'avez donné.

Merci aux partenaires qui ont aidé à fournir les données nécessaires pour réaliser ces travaux : l'ADEME, le projet GENESI (et en particulier l'entreprise Sibuet), et l'entreprise italienne Relight.

Un grand merci à tous mes collègues et amis du laboratoire G-SCOP, allant de l'équipe green-scop jusqu'au personnel administratif. Je garde dans mon cœur tous les bons moments que j'ai passé à vos côtés !

Merci à toutes les personnes que j'ai rencontrées au sein du Réseau EcoSD, de Zero Waste France et de Zero Waste Grenoble. J'ai énormément apprécié pouvoir consacrer une partie de mon temps à ces projets communs.

Merci à Laure pour être la meilleure colocataire que j'aurais pu imaginer. Merci à ma famille pour être toujours là dans la distance (¡gracias mamá y gracias hermana!). Merci à ma belle-famille qui m'a aussi beaucoup soutenu. Et, pour finir, merci à Hugo pour son amour inconditionnel.

RESUME

Titre : Contribution aux méthodes de conception pour la fin de vie : prise en compte des pratiques de prétraitement de la filière DEEE (Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques).

Résumé : Les filières de valorisation de déchets ont été mises en place au cours des dernières années pour répondre à des pressions économiques, sociétales, environnementales et réglementaires. Pour que les produits en fin de vie soient valorisés au mieux, il faut que leur conception soit adaptée aux spécificités des différents acteurs de la filière. L'étape de prétraitement consiste en la séparation des différents composants et matières des déchets. C'est une étape essentielle pour la valorisation de produits complexes comme les DEEE (déchets d'équipements électriques et électroniques), qui sont l'objet de ces travaux. Nos recherches bibliographiques montrent que les méthodes de conception existantes pour la valorisation ne prennent en compte ni la diversité et la nature des pratiques de prétraitement ni les raisons qui poussent à réaliser chacune d'elles. Afin de comprendre l'expertise liée à ces pratiques, nous avons réalisé deux modèles.

En premier lieu, un modèle macroscopique nous a permis d'identifier les grands facteurs qui affectent le fonctionnement des opérateurs de prétraitement. Il a été établi en deux étapes : la première étape consiste en la caractérisation des opérateurs de traitement ; la deuxième étape s'attache à la classification des opérateurs de traitement. Afin de développer ce modèle nous nous sommes appuyés sur deux études descriptives de la filière DEEE française. Une étude descriptive qualitative nous a permis d'identifier les raisons qui poussent les opérateurs à réaliser les différentes stratégies de fin de vie et les processus de prétraitement. Une analyse statistique en composantes principales (ACP), a été réalisée afin de développer une classification des opérateurs de prétraitement.

Dans un deuxième temps, dans le but d'identifier quels sont les conséquences de certains choix de conception pour la fin de vie, nous avons développé une méthode d'analyse systématique et détaillée du traitement réalisé par un type spécifique d'opérateur de DEEE. Celle-ci nous a permis d'obtenir un modèle microscopique des activités. Afin de développer et d'appliquer la méthode, nous nous sommes focalisés sur le désassemblage manuel d'écrans plats en vue de leur recyclage. Nous avons obtenu des données quantitatives qui constituent des preuves solides pour soutenir le développement de recommandations d'éco-conception. Avec ce modèle nous pouvons développer des indicateurs et des règles de conception quantitatives utilisables en conception de produit.

Les modèles macro et microscopiques sont des instruments d'acquisition des connaissances sur l'expertise de centres de traitement qui peuvent être adaptés pour une utilisation dans d'autres filières de valorisation de déchets.

Mots clefs : Eco-conception, fin de vie, désassemblage, filière de valorisation, déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE).

ABSTRACT

Title: Contribution to Design for End-of-Life approaches: taking into consideration pre-treatment practices from the WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) compliance scheme.

Abstract: Compliance schemes have been established in recent years to alleviate the burden of economical, societal, environmental and regulatory pressures. To ensure the best recovery of end-of-life products, their design has to meet the requirements of the different waste management operators. The pre-treatment phase consists on the separation of components and materials from waste. It is an essential step when recovering complex product such as waste electrical and electronic equipment (WEEE), which is the focus of this research work. The literature research shows that design for recovery methods do not take into account the diversity and nature of pre-treatment practices or the reasons behind them. In order to increase the understating related to these practices we have developed two models.

The first one is a macroscopic model whose aim is to identify the main factors that influence the activity of pre-treatment operators. The development of the method involved two main steps: the characterization and the classification of pre-treatment operators. Two descriptive studies of the French WEEE compliance scheme have been carried out in order to develop the method. A qualitative descriptive study allowed us to identify the reasons why operators realize the different recovery strategies and pretreatment process. A descriptive statistical analysis, more specifically, a principal component analysis (PCA) was performed to develop a classification of the pretreatment operators.

The second model that has been developed, a microscopic one, contains detailed information about the treatment operations carried out by one specific type of operator. The aim of this model is to identify what the best and worst design choices are in order to improve product's pre-treatment. We have proposed a method for manual disassembly analysis to support the ecodesign of flat panel displays. The method enables to obtain quantitative data that provide solid evidence to support the development of eco-design guidelines. It also enables the development of disassembly indicators and recommendations to be used in product design.

The macro and microscopic models are instruments of knowledge acquisition on pre-treatment practices that may be applicable to other compliance schemes.

Keywords: Ecodesign, end-of-life, disassembly, compliance scheme, waste electrical and electronic equipment (WEEE).

TABLE DES MATIERES

Liste des figures	10
Liste des tableaux	12
Avant-propos	13
Chapitre 1. La valorisation de déchets au sein des filières REP	14
1. Introduction	14
1.1 Le rapport de l'homme aux ressources naturelles	14
1.2 Déchets : gaspillage de ressources et génération d'impacts environnementaux	15
2. Les filières REP comme moteur de prévention et de valorisation de déchets	18
2.1 Différentes filières pour différents déchets	20
2.2 Optimisation de la performance des filières	21
2.3 Organisation des filières REP : schémas de mise en œuvre	21
2.4 Nouveaux métiers et savoir-faire liés à la valorisation de déchets	22
3. Le rôle de l'éco-conception	25
3.1 Quelques notions fondamentales	25
3.2 La conception pour la fin de vie	27
3.3 L'implémentation en pratique	28
4. La filière DEEE au cœur des préoccupations environnementales	29
4.1 L'évolution de la réglementation	30
4.2 Organisation de la filière DEEE en France	32
5. Conclusion	39
Chapitre 2. Etat de l'art : méthodes de conception pour la fin de vie et modèles d'opérateurs de la filière DEEE	41
1. Introduction	41
2. Méthodes de conception pour la valorisation des produits en fin de vie	41
2.1 Méthodes basées sur des recommandations	42
2.2 Méthodes d'évaluation du désassemblage	44
2.3 Méthodes d'évaluation de la recyclabilité	45
2.4 Méthodes globales de conception pour la fin de vie	47
2.5 Limites des méthodes de conception pour la valorisation des produits en fin de vie	49
3. Modèles d'opérateurs de traitement la filière DEEE	50
3.1 Analyse des modèles existants	51
3.2 Limites des modèles existants d'opérateurs de traitement de la filière DEEE	55
4. Conclusion	56

Chapitre 3. Positionnement scientifique de la thèse..... 58

1.	Problématique de recherche	58
1.1	Synthèse des limites avérées issues de l'état de l'art.....	58
1.2	Hypothèses de recherche	59
1.3	Méthode de conception idéale.....	60
1.4	Objectifs et questions de recherche spécifiques	61
2.	Méthodologie de recherche	61
2.1	Axe 1 : proposition d'une méthode de conception pour la fin de vie.....	63
2.2	Axe 2 : analyse de types d'information de la phase de fin de vie	63
2.3	Axe 3 : développement d'un modèle macroscopique des opérateurs de traitement.....	64
2.4	Axe 4 : proposition d'une méthode d'analyse du désassemblage d'écrans plats	65

Chapitre 4. Considering Real End-of-Life Scenarios in a Design for Disassembly

Methodology 67

1.	Introduction	67
2.	Literature review	68
2.1	Design for End-of-Life.....	68
2.2	Disassembly assessment.....	69
3.	Presentation of the DfD approach considering real EoL scenarios	70
3.1	Brief description of the methodology.....	70
3.2	The 6 steps of the methodology.....	70
3.3	Implementation.....	72
4.	Case study	73
4.1	Initial study of the product	73
4.2	Remarks about the design and product redesign	73
5.	Conclusion and future work	75

Chapitre 5. Investigating types of information from WEEE take-back systems in order to promote Design for Recovery 76

1.	Introduction	76
2.	Theoretical background	77
2.1	Recovery scenarios.....	77
2.2	Product life-cycle information.....	78
3.	Types of information from WEEE take-back systems	79
3.1	Macroscopic information.....	79
3.2	Microscopic information	80
4.	Case studies	83
4.1	French WEEE compliance scheme	83
4.2	Swedish IT remanufacturing organization	85
5.	Discussion	86
6.	Conclusion.....	87

Chapitre 6. Design for Recovery: Applying Multivariate Statistics to Define Groupings of French WEEE Pre-Treatment Operators 89

1.	Introduction	89
2.	Research methodology	90
3.	State of the art.....	90
3.1	Methods based on guidelines.....	91
3.2	Methods based on disassembly assessment.....	91
3.3	Methods based on obtaining recovery rates	91
3.4	Methods based on optimizing recovery scenarios	91
3.5	Discussion on the state of the art.....	91
4.	Modelling the WEEE pre-treatment phase.....	92
4.1	Existing pre-treatment processes.....	92
4.2	Variables influencing pre-treatment processes.....	92
5.	Multivariate statistical analysis.....	95
5.1	Principal Components Analysis: Grouping WEEE pre-treatment operators.....	96
5.2	Discussion on the multivariate statistical analysis	98
6.	Conclusion and future work	98

Chapitre 7. A method for manual disassembly analysis to support the ecodesign of electronic displays 99

1.	Introduction	99
2.	Background information on electronic displays.....	102
2.1	LCDs composition.....	102
2.2	LCDs pre-processing.....	103
3.	Literature review	103
3.1	Disassembly-related terms found in literature.....	104
3.2	Studies on LCD disassembly analysis	105
4.	Theoretical presentation of the method	108
5.	Implementation of the method: obtaining disassembly ability indicators for electronic displays.....	109
5.1	Stage 1: Study definition	109
5.2	Stage 2: Data construction.....	112
5.3	Stage 3: Data analysis.....	114
6.	Discussion	123
7.	Conclusions and perspectives.....	124

Conclusion générale 126

1.	Synthèse des apports de la recherche	126
2.	Limites de la recherche.....	127
3.	Pistes d'amélioration et perspectives.....	128
4.	Derniers mots : de la valorisation à la prévention de déchets	129

Bibliographie.....	130
Annexe 1. Analyse des critères de modulation de l'éco-contribution.....	142
Annexe 2. Questionnaire ADEME	143
Annexe 3. Questionnaire ORDIF	145
Annexe 3. Règles d'éco-conception pour écrans plats	152
1. Proposition of design strategies.....	152
2. Measurement of recovery gains	156

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Structure générale de la thèse.....	13
Figure 2. Extraction mondiale de ressources par catégorie de matières entre 1980 et 2030 (SERI - Sustainable Europe Research Institute, 2011).	14
Figure 3. Ressources et déchets (Bonnefrite, 2014).	16
Figure 4. Hiérarchie des stratégies de prévention, valorisation et élimination de déchets.	19
Figure 5. Dates de mise en œuvre opérationnelle des différentes filières REP (ADEME, 2014a).	20
Figure 6. Schéma simplifié des principales étapes de gestion de déchets au sein des filières REP.	22
Figure 7. Cycle de vie de produit avec les principales stratégies de valorisation et d'élimination de déchets, modifié de Duflou <i>et al.</i> (2008).	26
Figure 8. Approche actuelle pour la conception de produits respectueux de l'environnement, modifiée d'Alhomsi (2012).	27
Figure 9. Cinq perspectives sur la conception pour la fin de vie (Fakhredin <i>et al.</i> , 2013).	28
Figure 10. Evolution de la réglementation européenne liée aux DEEE.	31
Figure 11. Catégories d'EEE figurant sur la directive DEEE 2012/19/UE (ADEME, 2015b).	32
Figure 12. Flux financiers de la filière de DEEE ménagers, modifiée de (Mérot, 2014).	33
Figure 13. Scenarios de collecte des DEEE dans le monde, traduit de (Baldé <i>et al.</i> , 2015).	34
Figure 14. Tonnages de DEEE ménagers collectés par flux entre 2006 et 2014 (ADEME, 2015b).	35
Figure 15. Flux physiques de la filière DEEE ménager, modifiée de (Mérot, 2014).	35
Figure 16. Différents scénarios de prétraitement des DEEE.	37
Figure 17. Répartition de tonnages par type de prétraitement et par flux de DEEE (ménagers et professionnels) en 2012 (ADEME, 2014b).	38
Figure 18. Répartition de tonnages de DEEE ménagers par stratégies de fin de vie et par flux en 2014 (ADEME, 2015b).	39
Figure 19. Tableau d'évaluation du désassemblage (Kroll and Hanft, 1998).	44
Figure 20. Formulation des indicateurs structure (I_s), liaison (I_L) et matériaux (I_M) (Haoues, 2006). ..	45
Figure 21. Flux de travail de l'outil ProdTect® (Santini <i>et al.</i> , 2010)	46
Figure 22. Aperçu synoptique des activités respectives d'un concepteur et d'un expert de recyclage pour la mise en œuvre de la méthode ReSICLED (Mathieux <i>et al.</i> , 2008).	46
Figure 23. Cadre de la méthode LeanDfD (Favi <i>et al.</i> , 2012).	48
Figure 24. Positionnement de la méthode MGE (Tchertchian <i>et al.</i> , 2013).	48
Figure 25. Répartition des tonnages et de centres de traitement inventoriées par type d'activité, modifiée de (ADEME, 2014b).	52
Figure 26. Répartition du tonnage traité et remis en état par flux et par origine des DEEE en Ile-de-France (ORDIF, 2014).	53
Figure 27. Eligible WEEELABEX treatment types (WEEELABEX, 2015).	54
Figure 28. Description schématique des opérations réalisées dans chaque type de processus de traitement éligible des écrans plats (WEEELABEX, 2015).	54
Figure 29. Caractéristiques de l'outil BDFI (Charbuillet, 2013).	55
Figure 30. Schéma de fonctionnement simplifié de la méthode de conception idéale.	60
Figure 31. Cadre de la DRM (Blessing and Chakrabarti, 2009; Lahonde, 2010).	62
Figure 32. Question de recherche, méthodologie et résultat obtenu pour l'axe de recherche 1.	63

Figure 33. Question de recherche, méthodologie et résultat obtenu pour l'axe de recherche 2.	64
Figure 34. Questions de recherche, méthodologie et résultats obtenus pour l'axe de recherche 3.	65
Figure 35. Question de recherche, méthodologie et résultat obtenu pour l'axe de recherche 4.	66
Figure 36. Product life cycle with the most important EoL scenarios and related processes, modified from Duflou <i>et al.</i> (2008).	68
Figure 37. Theoretical recovery hierarchy, modified from Gerrard <i>et al.</i> (2007)	69
Figure 38. Determination of disassembly rate based on assembly relationships, by Kuo (2012).	70
Figure 39. Air-cooled liquid chiller's disassembly tree.	73
Figure 40. Old design and new design's recovery rates.	75
Figure 41. Variables influencing recovery scenarios for the pre-processing stage	78
Figure 42. A simplified illustration of the product life-cycle with its material and information flows	78
Figure 43. Variables influencing treatment operators at a macroscopic level.....	80
Figure 44. Input, fractions and technologies from the WEEELABEX standard (WEEE Forum, 2013a).	81
Figure 45. Number of recovery facilities per waste stream and recovery strategies in France in 2012.	85
Figure 46. Number of recovery facilities per waste stream and recovery process in France in 2012. ...	85
Figure 47. Existing and desirable information flows	87
Figure 48. Main steps of the WEEE recovery network.....	90
Figure 49. WEEE pre-treatment processes.....	92
Figure 50. WEEE collection channels in France.....	93
Figure 51. <i>Component weights</i> CW1, CW2 and CW3 for each variable.....	97
Figure 52. General structural design of CCFL LCDs. Modified from (Elo and Sundin, 2014a).	103
Figure 53. Stages and steps of the method for dismantling analysis	109
Figure 54. Time for dismantling CCFL LCDs according to their size, mass and release date. Comparison with previous results from Ardente <i>et al.</i> (2014).	115
Figure 55. Typical dismantling sequence for CCFL LCDs and containers of the different output fractions. Target components (hazardous and valuable ones) are underlined and highlighted.	116
Figure 56. Average percentage of dismantling time spent on each component. Colours groups refer to different categories: <i>Structure</i> , <i>Electronic</i> , <i>Image</i> or no component.	118
Figure 57. Average percentage of dismantling time spent on each operation. Colours groups refer to different categories: pre-dismantling, dismantling or post-dismantling influenced by product design or by the treatment operator.....	118
Figure 58. Average percentage of dismantling time spent on each tool.....	118
Figure 59. Dismantling time comparison between ID9-ID10, ID9-ID11 and ID9-ID12.....	120
Figure 60. Suggested approach for developing design strategies and measuring their recovery gains	152
Figure 61. Pareto of the potential recovery gains for each design strategy (in seconds).	157
Figure 62. Pareto of the potential recovery gains for each component (in seconds). The legend applicable to the distribution of the time savings is the same as the one in Figure 60.....	157
Figure 63. Cumulative total dismantling time, product related time and ecodesigned time of the whole sample (in seconds).	157

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Comparaison des méthodes basées sur des recommandations ('guidelines').....	43
Tableau 2. Comparaison des méthodes d'évaluation du désassemblage.....	45
Tableau 3. Comparaison des méthodes d'évaluation de la recyclabilité.	47
Tableau 4. Comparaison des méthodes globales de conception pour la fin de vie.	49
Tableau 5. Synthèse des limites avérées à l'issue de l'analyse des méthodes de conception pour la fin de vie (section 2.5 du chapitre 2).	58
Tableau 6. Synthèse des limites avérées à l'issue de l'analyse des modèles d'opérateurs (section 3.2 du chapitre 2).....	59
Table 1. Assembly and disassembly criteria for target components' evaluation.	71
Table 2. Components with their assembly methods and target components' EoL scenarios.	74
Table 3. Components' liaison indexes and recovery rates.	74
Table 4. Generic steps of a remanufacturing process coupled with product properties (Sundin, 2004).....	82
Table 5. Recovery scenarios performed in France in 2012	83
Table 6. Number of treatment operators performing the different combinations of recovery scenarios, waste streams, recovery strategies and recovery processes.....	84
Table 7. List of quantitative variables used in the PCA (units: tons/year)	95
Table 8. Description of the variables' abbreviations and relation to model parameters	96
Table 9. Main groupings of French WEEE pre-treatment operators.....	97
Table 10. Literature review on terms related to manual dismantling processes.....	104
Table 11. Classification of the manual disassembly terms reviewed.	105
Table 12. Analysis of studies on time for dismantling LCDs presented in chronological order.....	107
Table 13. Sample of LCDs selected for dismantling at the treatment operator facility.	111
Table 14. Proposed coding scheme for manual dismantling operations of the recycling of LCDs. Classification, definition and comments.	113
Table 15. Basic statistics on the dismantling time spent on each component.	119
Table 16. Basic statistics on the dismantling time spent on each operation.....	119
Table 17. Basic statistics on the dismantling time spent on each tool.....	120
Table 18. List of the best design practices found on the sample from a dismantling point of view ...	121
Table 19. List of the worst design practices found on the sample from a dismantling point of view .	122
Table 20. Ecodesign strategies developed with the aim of reducing the dismantling time of the sample (1/2).....	154
Table 21. Ecodesign strategies developed with the aim of reducing the dismantling time of the sample (2/2).....	155

AVANT-PROPOS

Ce manuscrit de thèse est composé de trois parties (voir Figure 1). La première partie concerne les chapitres 1, 2 et 3. Ils présentent, respectivement, le contexte de l'étude, l'état de l'art et le positionnement scientifique.

La deuxième partie, composée des chapitres 4, 5, 6 et 7, montre notre contribution à ces travaux de recherche. Elle reprend nos résultats présentés sous forme d'articles publiés dans des conférences ou des revues scientifiques internationales.

La troisième et dernière partie présente la conclusion générale : les contributions, les limites et les perspectives de recherche viennent conclure ce manuscrit.

Cette thèse a pu être menée grâce à un contrat doctoral du Ministère de l'Education nationale, de l'Enseignement supérieur et de la Recherche. Elle a également été financée grâce à une collaboration avec le CETIM¹. Par ailleurs, une mobilité Explo'RA DOC² a permis de réaliser un séjour de 4 mois au sein du Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne à Ispra (Italie).

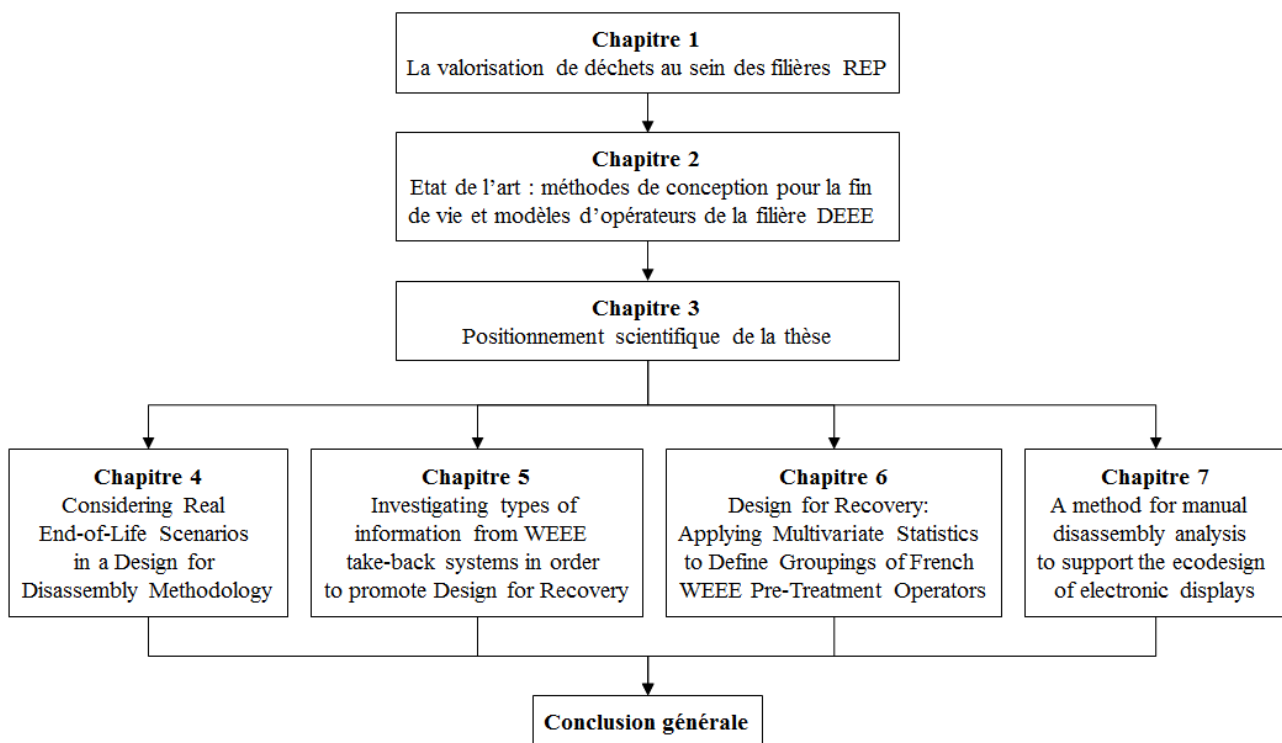


Figure 1. Structure générale de la thèse.

Des nombreux termes utilisés en français proviennent des traductions de mots ou d'expressions en anglais. Pour cette raison nous préciserons quels sont les termes et expressions en anglais, en les plaçant entre parenthèses, entre guillemets et en italique après leur équivalent français.

¹ CETIM : Centre Technique des Industries Mécaniques

² La mobilité Explo'RA DOC fait partie du dispositif de mobilité CMIRA (Coopérations et Mobilités Internationales Rhône-Alpes).

CHAPITRE 1. LA VALORISATION DE DECHETS AU SEIN DES FILIERES REP

« *L'histoire de l'humanité est une longue lutte contre la pénurie de ressources* »

Philippe BIHOUIX

1. Introduction

1.1 Le rapport de l'homme aux ressources naturelles

L'espèce humaine est pratiquement la seule à utiliser des objets exosomatiques, c'est-à-dire produits par elle-même mais n'appartenant pas à son corps (Georgescu-Roegen *et al.*, 2006). Pour cette raison l'homme se trouve, dès son apparition sur terre il y a 200 000 ans, dans un état de dépendance vis-à-vis des ressources naturelles. Pourtant ce n'est qu'à partir de la révolution industrielle que l'action de l'homme sur les ressources de la planète occasionne des impacts environnementaux majeurs jusqu'au point de détruire la nature *et altérer* le système Terre (Bonneuil and Fressoz, 2013). Cette période désignerait, selon certains scientifiques, une nouvelle ère géologique appelé Anthropocène, caractérisée par une exploitation stupéfiante des ressources (Crutzen and Stoermer, 2000).

Les quantités de ressources naturelles consommées dans le monde sont de plus en plus importantes. A l'exception des baisses à court terme dues à la récession économique de 2008, cette tendance ne cesse de croître depuis plusieurs décennies (EEA (European Environment Agency), 2012). Les dernières données publiées par le site *materialflows.net* montrent que l'extraction mondiale de ressources est passée de 36 milliards de tonnes en 1980 à 78 milliards de tonnes en 2011 (Materialflows.net, 2014). Des estimations montrent que si les schémas de comportement quant à l'utilisation de ressources ne changent pas, ces données pourraient dépasser les 100 milliards de tonnes en 2030 (Lutz *et al.*, 2010). L'évolution de l'extraction mondiale des ressources par catégorie de matière (biomasse, minerais, métaux et combustibles fossiles) est montrée dans la Figure 2.

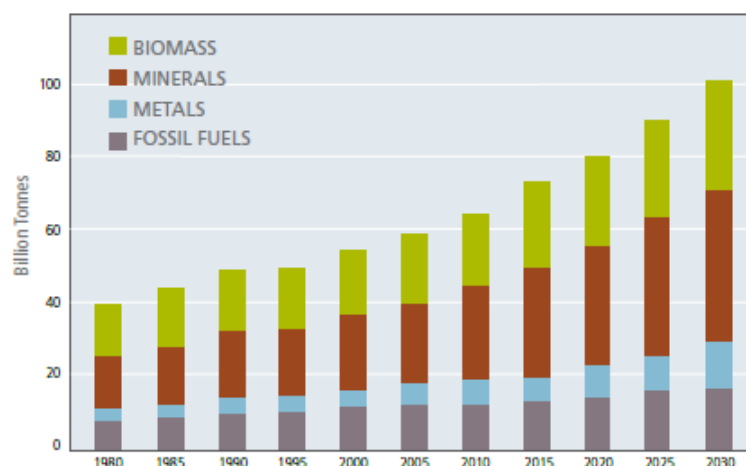


Figure 2. Extraction mondiale de ressources par catégorie de matières entre 1980 et 2030 (SERI - Sustainable Europe Research Institute, 2011).

Les ressources sont généralement classées en deux types : renouvelables et non renouvelables. Cette classification est faite en fonction de la vitesse à laquelle elles se régénèrent.

Les ressources renouvelables ont la capacité de se reconstituer sur une période courte, à l'échelle d'une vie humaine. Néanmoins, une surconsommation ou des dégradations peuvent entraîner leur disparition ou entraver leur utilisation (Brulez, 2010). L'institut de recherche Global Footprint Network calcule chaque année le jour dit du dépassement ('*overshoot day*'). Ce jour correspond à la date approximative à laquelle la consommation de ressources renouvelables dépasse la capacité de la Terre à les régénérer en un an. D'après les calculs de cette organisation, ce jour arrive un peu plus tôt chaque année. Pour l'année 1970 ce jour a été défini au 23 décembre. Pour l'année 2016 la date calculée est le 8 août (Global Footprint Network, 2016).

Les ressources non renouvelables, comme les minerais métalliques et les combustibles fossiles, ont été considérées pendant longtemps comme inépuisables. Cependant, des études menées au courant du XX^e siècle ont montré que les réserves exploitables de ces ressources sont limitées. Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) signale que les gisements de certaines ressources essentielles telles que le pétrole, le cuivre et l'or commencent déjà à s'épuiser (PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), 2011). Pour la grande majorité des métaux il ne resterait que 30 à 60 ans de réserves au rythme de production actuel (Bihouix and Guillebon, 2013).

Parmi les ressources non renouvelables nous trouvons les matières premières critiques ('*critical raw materials*'). Ces matières sont appelées critiques car il existe un risque de pénurie d'approvisionnement élevé dû, principalement, à la concentration de la majorité de la production mondiale dans quelques pays. Selon la Commission Européenne (CE), les matières premières critiques sont essentielles pour l'économie, la croissance et l'emploi en Europe (Commission Européenne, 2014). Elles sont étroitement liées à toutes les industries et à toutes les stades de la chaîne d'approvisionnement (European Commission, 2014).

1.2 Déchets : gaspillage de ressources et génération d'impacts environnementaux

La plupart des ressources naturelles sont utilisées pour fabriquer des biens de consommation qui n'ont malheureusement pas une durée de vie illimitée. A un moment ou à un autre, ces biens se trouvent en 'fin de vie' ou 'hors d'usage' et deviennent ce qu'on appelle communément des déchets.

Étymologiquement, le mot déchet vient de déchoir, du latin *cadere* : ce qui est tombé, perdu. La racine latine « dis » exprime la cessation et la séparation (Actu-Environnement, 2015a). La Directive 2008/98/UE relative aux déchets les définit comme « *toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se débarrasser* » (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008).

La production de déchets est le résultat d'une utilisation inefficace des ressources (Varvazovska and Prasilova, 2015). Il est difficile de calculer la quantité de déchets produits à l'échelle mondiale. Ceci est dû à l'absence de données collectées par de nombreux pays et à des différences dans la façon de rapporter les données entre les différents pays (Baker *et al.*, 2004). En Europe, les Etats membres transmettent les données concernant la législation européenne sur les déchets à travers le *Waste Data Centre*, exploité par Eurostat (European Commission, 2010). En 2012, la quantité de déchets liée aux activités économiques et aux ménages de l'Union européenne des vingt-huit s'est élevée à 2,5 milliards de tonnes, ce qui représente une baisse de plus de 1 % depuis l'année 2004. Pour nous faire une idée du rapport entre ressources utilisées et déchets générés, en Europe nous utilisons actuellement 16 tonnes de matière par personne et par année, et 6 tonnes deviennent des déchets (EC, 2015a).

La Figure 3 montre une illustration de l'exposition *Matière Grise : Matériaux, Réemploi, Architecture*, affichée au pavillon de l'arsenal de Paris en 2014. Nous remarquons que l'homme est confronté à un double défi : des ressources de plus en plus rares et des volumes de déchets toujours croissants.

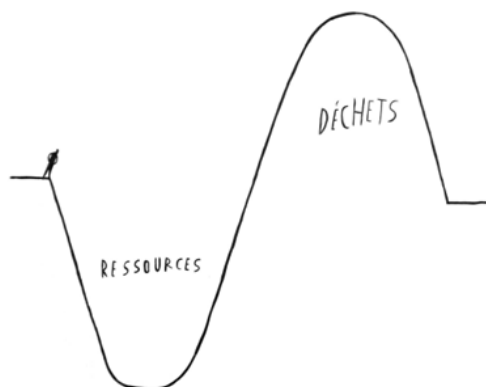


Figure 3. Ressources et déchets (Bonnefrite, 2014).

L'évolution de l'économie mondiale a été dominée par un modèle linéaire de production et de consommation dans lequel les produits sont fabriqués à partir de matières premières, utilisés puis jetés (Ellen McArthur Foundation, 2015). Ce modèle linéaire contribue à l'épuisement de ressources et à la production démesurée de déchets. Il repose sur de grandes quantités de ressources naturelles qui sont, comme nous l'avons vu auparavant, de moins en moins disponibles.

En revanche, un modèle de production et consommation circulaire part de la base que les déchets doivent être utilisés comme de matières premières entrantes, appelés aussi nutriments, qui servent à fabriquer des nouveaux produits (Ayres, 1994; Donough and Braungart, 2012). Un tel système permet une utilisation en boucle des matières et des produits et contribue à la relocalisation de ressources. Il contribue aussi à réduire la quantité de déchets en faisant une utilisation efficace de ressources en même temps que les impacts environnementaux liés à la gestion de déchets diminuent. Nous regarderons de plus près ces deux aspects dans les sous-sections suivantes.

1.2.1 Le lien entre déchets et utilisation efficace de ressources

Afin de comprendre le lien entre les déchets et une potentielle utilisation efficace de ressources, il nous faut d'abord comprendre ce que cette dernière expression signifie. La Commission Européenne définit l'efficacité de ressources (*'resource efficiency'*) comme l'utilisation des ressources limitées de la Terre de manière plus durable (Commission Européenne, 2011). Cette définition reste assez vague du fait de contenir le terme 'durable' (*'sustainable'*). En effet, le terme 'durable' a été sujet à plusieurs réflexions par différents auteurs. Il peut avoir des interprétations multiples et donc changer de significations suivant le contexte et les auteurs qui l'utilisent (Boiral, 2007; Prades *et al.*, 1994). Pour cela, le terme 'durable' n'a pas vraiment d'utilité scientifique (Bonvoisin, 2012).

Les idées qui se trouvent derrière l'efficacité des ressources sont celles de *produire plus avec moins* (point de vue de la croissance économique) ou de *produire moins avec beaucoup moins*³ (point de vue de la décroissance économique⁴).

Pour les auteurs Allwood *et al.* (Allwood *et al.*, 2011) l'efficacité matérielle (*'material efficiency'*) signifie fournir des services matériels avec moins de production et de procédés de traitement de maté-

³ Expression utilisé par Philippe Bihoux dans un entretien avec Reporterre. Source : <http://www.reporterre.net/La-croissance-verte-est-une-mystification-absolue> (consulté le 18 juin 2015).

⁴ L'entrée « Décroissance (économie) » de Wikipedia présente le concept de décroissance économique ainsi qu'une bibliographie et une filmographie riche en ouvrages.

riaux. Cette définition est en accord avec celle introduite par Link *et al.* (Link *et al.*, 2014) basée sur la compréhension générale de l'efficacité, c'est-à-dire, le rapport bénéfice/effort. Pour eux, l'efficacité des ressources signifie fournir un résultat souhaité ('*desired benefit*') avec un minimum d'effort nécessaire en ressources ('*resource effort*'). Cela est exprimé avec l'équation suivante (Link *et al.*, 2014) :

$$\text{Resource efficiency} = \frac{\text{desired benefit}}{\text{resource effort}=f(\text{amount, criticality})} \quad \text{Équation 1}$$

En analysant l' $\text{Resource efficiency} = \frac{\text{desired benefit}}{\text{resource effort}=f(\text{amount, criticality})}$ Équation 1, nous comprenons que, pour faire une utilisation efficace de ressources, il est possible soit d'augmenter le résultat souhaité soit diminuer l'effort en ressources (en quantité et en criticité). Plus précisément, nous identifions deux stratégies globales à suivre pour augmenter l'efficacité de ressources qui ont un lien direct avec les déchets, qui sont la prévention et la valorisation de déchets. D'un côté, si l'on évite de créer de déchets en augmentant la durée de vie des produits et/ou en rendant plus simple la réparation, par exemple, le résultat souhaité augmente tout en utilisant les mêmes ressources. D'un autre côté, utiliser les déchets comme des composants à réutiliser ou des matières premières secondaires (MPS) permet de réduire l'effort en ressources, en gardant le même résultat souhaité.

Des objectifs ambitieux en matière de prévention et valorisation de déchets sont fixés au niveau européen afin d'améliorer l'efficacité de l'usage des matières premières. Le paquet « économie circulaire » de la Commission Européenne (Commission Européenne, 2015) comprend des propositions révisées avec des objectifs clairs pour la réduction et la gestion de déchets. Parmi les éléments clés de la proposition se trouvent les cibles suivantes : recyclage à 65 % des déchets municipaux en 2030, le recyclage à 75 % des déchets d'emballages en 2030, réduire la mise en décharge à la limite de 10 % de tous les déchets d'ici à 2030 ou interdire la mise en décharge des déchets collectés séparément.

En France, le Plan 2014-2020 de réduction et de valorisation des déchets fixe aussi des objectifs concrets de réduction et de valorisation de déchets (Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2014). À l'horizon 2020 les objectifs sont de diminuer de 10 % de l'ensemble des déchets ménagers et assimilés (DMA) et de 4 % de la production de déchets des activités économiques (DAE) (hors BTP). À l'horizon 2025, les objectifs visent 60 % de recyclage pour les déchets non dangereux inertes, deux fois moins de déchets mis en décharge et deux fois moins de déchets incinérés sans récupération énergétique.

Une utilisation efficace des ressources passe par l'action conjointe d'une réduction de la quantité de déchets et d'une valorisation de ceux qui sont produits. Cela implique une réduction significative de l'impact environnemental total de l'économie mondiale (Allwood *et al.*, 2011) et accélérerait la transition vers une économie bas-carbone (EEA (European Environment Agency), 2012). Dans la section suivante nous regarderons en détail quels sont les impacts sur l'environnement et la santé humaine liés à la production de déchets.

1.2.2 L'impact de la gestion de déchets sur les écosystèmes et la santé humaine

En plus de contribuer à une utilisation inefficace de ressources donnant lieu à leur épuisement, la production de déchets peut avoir des impacts néfastes sur l'environnement (Varvazovska and Prasilova, 2015). La norme internationale ISO 14001:2015 définit l'impact environnemental comme la « *modification de l'environnement, négative ou bénéfique, résultant totalement ou partiellement des aspects environnementaux d'un organisme* ». Un aspect environnemental est un « *élément des activités, produits ou services d'un organisme interagissant ou susceptible d'interactions avec l'environnement* » (International Organization for Standardization, 2015). Dans cette section nous nous intéressons aux

impacts négatifs que les déchets (aspects environnementaux) occasionnent sur les écosystèmes et sur la santé humaine.

Les impacts environnementaux d'un produit résultent des processus dans lesquels il intervient tout au long de son cycle de vie. De la même façon, les impacts environnementaux d'un déchet ne sont pas causés par le déchet lui-même. Ils dépendront en grande partie de la quantité et les caractéristiques du déchet ainsi que de son système de gestion (EEA (European Environment Agency), 2012).

La gestion des déchets provoque des impacts environnementaux tels que des émissions de gaz à effet de serre (GES) et des émissions de polluants atmosphériques. Elle provoque aussi des émissions dans l'eau et dans le sol (EEA (European Environment Agency), 2012), ce qui représentent une menace pour la biodiversité des écosystèmes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) et pour la santé humaine (Kiddee *et al.*, 2013).

Une évaluation quantitative de tous les impacts environnementaux occasionnés par tous les flux de déchets en Europe n'existe pas. L'agence européenne pour l'environnement ('*European Environment Agency, EEA*') réalise tous les ans une estimation des émissions de GES émis par les principaux secteurs économiques, y compris les déchets. Les émissions de GES produits par le secteur de déchets en 2012 sont estimées à 141 million de tonnes équivalents CO₂. Cela représente 3 % du total des émissions de GES (European Environmental Agency, 2014). Par contre, un rapport commandité par Zero Waste Europe en partenariat avec Zero Waste France et ACR+ considèrent que ce pourcentage est sous-estimé (Hogg and Ballinger, 2015). Il ne tient pas compte des importations et exportations de déchets. Il ne prend pas non plus en compte la production de déchets qui sont compostés, recyclés ou incinérés avec récupération énergétique car comptabilisés par les autres secteurs économiques (agriculture, énergie ou industrie).

Les impacts environnementaux causés par les déchets peuvent aussi avoir des conséquences négatives sur la santé humaine. Une mauvaise gestion des déchets conduit à la contamination de l'eau, du sol et de l'atmosphère. Cela peut impacter indirectement la santé publique à travers des produits contaminés qui entrent dans la chaîne alimentaire (Giusti, 2009). D'autres problèmes de santé peuvent aussi être causés directement, via les activités de collecte et de traitement des déchets, par l'exposition des travailleurs à des substances toxiques (Giusti, 2009; Kiddee *et al.*, 2013).

De meilleures pratiques en matière de gestion des déchets pourraient engendrer des bénéfices climatiques significatifs (Hogg and Ballinger, 2015). Une stratégie de réduction accompagnée d'une meilleure valorisation des produits en fin de vie permettrait une forte diminution des impacts liés à la gestion de déchets. Si l'on considère aussi les émissions de GES évitées par le remplacement de matériaux vierges avec des composants réutilisés ou des matériaux recyclés, les avantages environnementaux d'une meilleure gestion des déchets sont encore plus élevés (EEA (European Environment Agency), 2012).

Nous proposons d'examiner dans la section suivante comment les déchets sont traités au sein des filières de valorisation. Nous analyserons leur organisation, leurs métiers et nous finirons avec les pistes d'optimisation de leur performance.

2. Les filières REP comme moteur de prévention et de valorisation de déchets

Des systèmes de gestion de déchets existent depuis l'antiquité, le premier site organisé d'enfouissement de déchets daterait de 3000 av. J.-C. (Rojo, 2009). Ils ont été créés d'abord pour des raisons esthétiques puis pour des soucis de santé publique. Ce n'est qu'à partir des années 1970 que la protection de l'environnement et la récupération de la valeur en ressources des déchets se sont hissées

comme facteurs clés de la gestion de déchets (Wilson, 2007). Cela a fait évoluer fortement le cadre européen en matière de gestion de déchets (Bahers, 2012). Il y a eu un changement de paradigme qui ne s'applique pas uniquement aux pratiques dans la gestion de déchets mais aussi au niveau de la perception et des critères qui définissent ce qu'un déchet (Kemp and Van Lente, 2011). Les déchets ne sont plus perçus comme des polluants dont il faut se débarrasser le plus rapidement et expédier le plus loin possible, mais comme des matières qui peuvent et doivent être conservées.

Afin de promouvoir la réduction de déchets à la source et augmenter la performance des déchets valorisés, plusieurs filières à responsabilité élargie de producteurs, ou filières REP (*'EPR schemes'* ou *'compliance schemes'* en anglais), se sont structurées à partir des années 1990 et surtout depuis les années 2000 (Bahers, 2012). Les filières REP appliquent le principe pollueur-payeur⁵ qui rend le producteur responsable de la gestion financière de ses produits en fin de vie.

Les filières REP sont considérées comme un instrument essentiel pour soutenir l'implémentation de la hiérarchie des déchets (European Commission – DG Environment, 2014). La hiérarchie des déchets, introduite en 1979 par Ad Lansink (Kemp and Van Lente, 2011) et présentée dans la directive-cadre sur les déchets (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008), établit les différentes stratégies en matière de réduction et gestion de déchets. Les stratégies peuvent être classées, par ordre de priorité, en stratégies de prévention, de valorisation ou d'élimination de déchets. Elles se trouvent souvent représentées en forme de pyramide inversée, comme le montre la Figure 4.

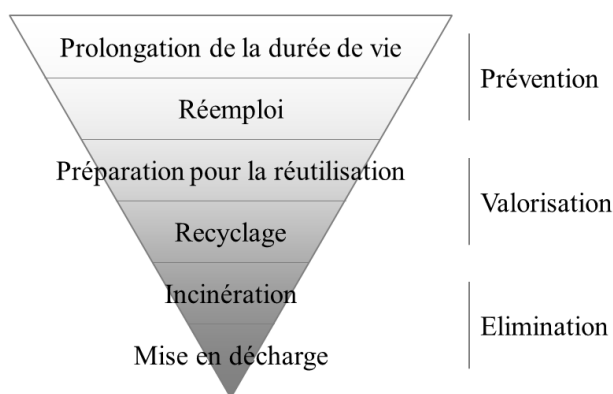


Figure 4. Hiérarchie des stratégies de prévention, valorisation et élimination de déchets.

Les stratégies de prévention sont celles menées avant que les produits ne soient traités comme des déchets, comme par exemple l'augmentation de la durée de vie des produits et le réemploi⁶. Les stratégies de valorisation, aussi appelés scénarios de fin de vie par certains auteurs (Favi *et al.*, 2012), permettent de récupérer la valeur des composants et des matières des produits pour les introduire dans des nouveaux cycles d'utilisation. Ces stratégies correspondent à la préparation pour la réutilisation⁷ dans toutes ses formes (réutilisation de produits, de composants, remanufacturing, *upcycling*, etc.) et au recyclage. Enfin, les stratégies d'élimination ne permettent pas d'utiliser la matière pour une utilisation dans des nouveaux produits. C'est le cas de l'incinération (avec ou sans récupération énergétique) et de la mise en décharge.

⁵ Le principe pollueur-payeur, adopté par l'OCDE en 1972 et défini par le code de l'environnement, établit que les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur (article L110-1 du Code de l'environnement).

⁶ Réemploi : 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 (article L541-1-1 du Code de l'environnement).

⁷ Préparation en vue de la réutilisation : toute opération de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la valorisation par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont préparés de manière à être réutilisés sans autre opération de prétraitement (article L541-1-1 du Code de l'environnement).

Les filières REP se font couramment appeler « filières de recyclage ». Nous trouvons que ce terme n'est pas très approprié car le recyclage n'est qu'une façon de valoriser les déchets parmi d'autres, comme la réutilisation ou le remanufacturing. On pourrait penser à les appeler plutôt « filières de valorisation ». Pourtant, cette définition n'est pas tout à fait appropriée car cela impliquerait d'oublier la première stratégie à considérer en matière de réduction de déchets : la prévention. Pour cela, nous utiliserons le terme « filières de prévention et de valorisation » comme synonyme de filières REP.

2.1 Différentes filières pour différents déchets

Différents types de déchets donnent lieu à différentes filières de prévention et de valorisation. Les produits en fin de vie concernés par une filière sont ceux dont la gestion en mélange avec d'autres déchets pose des difficultés pour leur valorisation et qui ont des coûts de gestion importants (ADEME, 2014a). Les gisements de déchets visés par les filières REP sont ceux qui présentent des enjeux de recyclage ou de traitement spécifique (DGPR (Direction Générale de la Prévention des Risques) and ADEME, 2012).

La mise en œuvre des filières REP s'effectue dans le cadre d'obligations réglementaires européennes, nationales ou par accord volontaire des fabricants. Il existe en France une quinzaine de filières qui se sont développées progressivement. La Figure 5 montre les différentes filières qui existent aujourd'hui en France avec leurs dates de mise en œuvre. Les premières filières créées sont les filières européennes concernant les lubrifiants usagés en 1979 suivi de celle concernant les emballages en 1993. Entre l'année 2000 et l'année 2010 ce sont dix les filières qui se sont établies, parmi lesquelles nous trouvons la filière VHU (Véhicules Hors d'Usage) ou la filière DEEE (Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques). Au cours de dernières années, ce sont uniquement des filières françaises qui se sont instaurées, comme par exemple la filière DEA (Déchets d'Éléments d'Ameublement), actuellement en début d'activité. Il existe encore de nombreuses familles de produits ne disposant pas de filière de prévention et de valorisation, comme les navires ou le secteur de pompes et robinetterie.

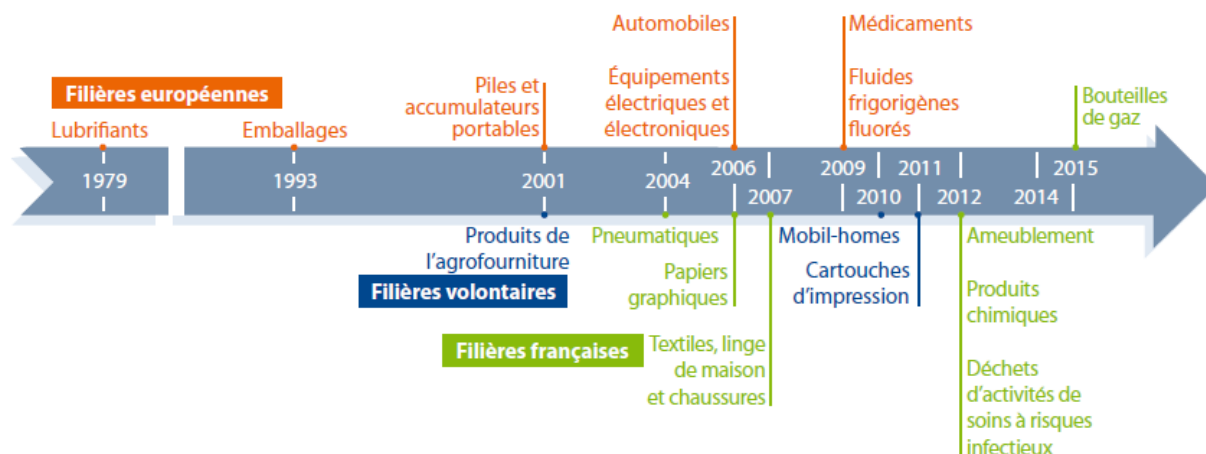


Figure 5. Dates de mise en œuvre opérationnelle des différentes filières REP (ADEME, 2014a).

Le rapport *Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR)* (European Commission – DG Environment, 2014) dresse une liste des toutes les filières existantes dans l'UE-28 en 2013. La France est le pays qui compte le plus grand nombre des filières.

Nous constatons une tendance à l'élargissement de la REP à de nouveaux flux de déchets. Pourtant, il est recommandé l'arrêt provisoire de la création de nouvelles filières pour améliorer et harmoniser les dispositifs existants (FEDEREC, 2012). La création de nouvelles filières pour des nouveaux gisements pourrait être envisagée à condition que la pertinence environnementale du modèle REP soit démontrée (DGPR (Direction Générale de la Prévention des Risques) and ADEME, 2012).

2.2 Optimisation de la performance des filières

La gestion des déchets est une activité intrinsèquement coopérative. Afin d'optimiser la performance des filières, il est nécessaire d'avoir davantage d'interactions entre les différents acteurs (FEDEREC, 2012). Pour cela, des partenariats et concertations permanents entre les différentes parties prenantes doivent être engagés (Cercle National du Recyclage, 2014; United Nations Environment Programme (UNEP), 2013). Parmi les différents acteurs se trouvent les détenteurs, les producteurs, les distributeurs, les collectivités territoriales, les prestataires du déchet, les pouvoirs publics (ADEME, 2014a) ainsi que les leaders d'opinion, les organisations non-gouvernementales, les chercheurs et les syndicats (United Nations Environment Programme (UNEP), 2013).

Fixer des objectifs précis à court, moyen et long termes permet de conduire les efforts de politique publique et de stimuler la performance des filières (United Nations Environment Programme (UNEP), 2013). La performance peut être mesurée au niveau technique et économique (European Commission – DG Environment, 2014). La performance technique indique dans quelle mesure les filières contribuent à la prévention et à la valorisation de déchets tandis que la performance économique exprime à quel point il est coûteux d'appliquer le principe de la REP.

Chaque filière utilise des indicateurs différents pour suivre les progrès accomplis en vue de réaliser ses objectifs. D'une part, la performance technique peut être mesurée à partir d'indicateurs tels que la quantité de produits mis sur le marché, l'estimation de la quantité de déchets générés ou gisement, le taux de collecte, le taux de valorisation ou le taux de recyclage (European Commission – DG Environment, 2014). D'autre part, les indicateurs récurrents pour mesurer la performance économique sont le montant collecté par les éco-organismes (voir section suivante), le coût par tonne valorisée ou par habitant, etc.

Optimiser la performance des filières signifie, d'une façon globale, réduire les gisements, augmenter les taux de collecte et de valorisation et diminuer les coûts que les activités de prévention, valorisation et élimination induisent. Dans le but d'atteindre ces objectifs globaux, des progrès hypothétiques au niveau des processus de traitement ne suffisent pas (Haoues, 2006). Nombreuses sont les recherches qui montrent qu'il est essentiel de faire davantage d'efforts au niveau de la conception des produits (Bakker *et al.*, 2014; Cour de comptes, 2016; Ishii *et al.*, 1994; Luttrupp and Lagerstedt, 2006; Santini *et al.*, 2010). Par ailleurs, nous constatons que les cahiers des charges des filières soulignent les besoins d'encourager l'éco-conception de produits afin de permettre de satisfaire les objectifs réglementaires (le cas des VHU), d'améliorer la recyclabilité (filières emballages et papier graphiques), d'allonger la durée de vie (filière textiles) ou de favoriser le réemploi et la réutilisation (pour les DEA et les DEEE) (ADEME, 2014a).

2.3 Organisation des filières REP : schémas de mise en œuvre

Toutes les filières ne s'organisent pas de la même façon. Il existe trois grands schémas d'organisation qui ne sont pas nécessairement exclusifs les uns des autres : le schéma dit « individuel », le schéma dit « mutualisé » et le schéma dit « collectif » (ADEME, 2014a).

Dans le schéma « individuel » le producteur assume lui-même la collecte et le traitement des déchets résultants des produits qu'il a mis sur le marché.

Dans le schéma « mutualisé » le producteur, en commun avec d'autres producteurs, confie la collecte et le traitement des produits usagés à un prestataire ou à une structure tout en gardant la responsabilité de ses déchets.

Dans le schéma « collectif » les producteurs transfèrent leur responsabilité à un organisme, dénommé éco-organisme⁸ (*Producer Responsibility Organisation*). Les adhérents versent aux éco-organismes une éco-contribution⁹, qui permet de financer tout ou une partie des activités de prévention et de valorisation de déchets, comme la collecte, le tri, l'éventuelle dépollution, le démantèlement, la valorisation et, le cas échéant, l'élimination. La France est l'un des rares pays qui finance, en plus, des programmes de recherche et développement pour optimiser les performances des filières (European Commission – DG Environment, 2014).

En France, l'éco-contribution doit, de par le Code de l'environnement, être modulée afin de récompenser les producteurs qui prennent en compte des aspects environnementaux dans la conception de leurs produits. Ces critères font référence notamment au prolongement de la durée de vie des produits, à la présence de substances dangereuses et à la facilité de réparation et valorisation.

2.4 Nouveaux métiers et savoir-faire liés à la valorisation de déchets

2.4.1 Les opérateurs de la valorisation des déchets

La création des filières REP est à l'origine des organisations appelées « opérateurs de la prévention et de la gestion des déchets » (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2015). Jusqu'à présent, de nombreux opérateurs existent dans toutes les filières, mais majoritairement des opérateurs en charge de la gestion de déchets et non de leur prévention. Cela est dû au fait que les pays européens ont encore du mal à donner à la prévention la première place dans les politiques de gestion de déchets, bien qu'elle soit communément admise comme la solution prioritaire (Zero Waste France, 2014). C'est pourquoi dans nos recherches et études sur les filières nous ferons essentiellement référence à la gestion de déchets et non à leur prévention.

Dans les schémas de mise en œuvre mutualisés et collectifs les producteurs et les éco-organismes font appel à des prestataires du déchet qui assurent la gestion totale ou partielle des déchets (ADEME, 2014a). Ces opérateurs sont en charge de la collecte, du transport et du traitement des déchets. La collecte correspond au « ramassage des déchets, y compris leur tri et stockage préliminaires, en vue de leur transport vers une installation de traitement des déchets » et le traitement à « toute opération de valorisation ou d'élimination, y compris la préparation qui précède la valorisation ou l'élimination » (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008). La Figure 6 montre une représentation de ces étapes de la gestion de déchets au sein des filières REP.

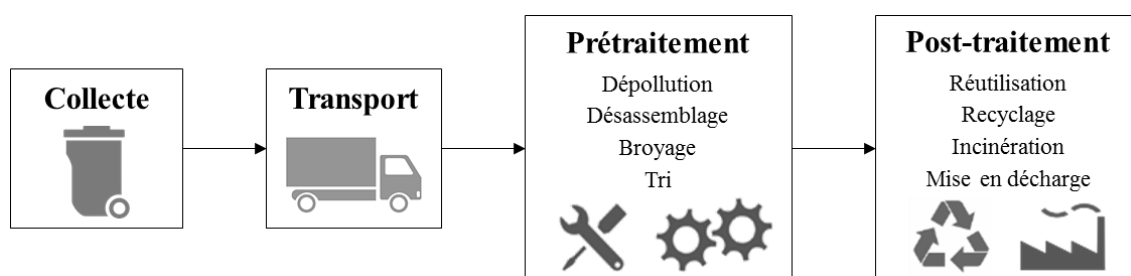


Figure 6. Schéma simplifié des principales étapes de gestion de déchets au sein des filières REP.

⁸ Les éco-organismes sont des structures de droit privé, ne poursuivant pas de but lucratif, agréé par les pouvoirs publics sur la base d'un cahier des charges précis. Celui-ci fixe l'ensemble de ses obligations de moyens, de résultats et de gestion des relations avec les autres acteurs de la filière (ADEME, 2014a).

⁹ L'éco-contribution, appelée aussi contribution visible, éco-participation ou contribution environnementale, est comprise dans le prix payé par le consommateur lors de l'achat d'un produit. Elle est reversée par le vendeur au producteur ou à l'importateur qui la reverse à l'éco-organisme (ADEME, 2014a).

La phase de traitement peut être plus au moins complexe en fonction du type de déchet et de sa stratégie de valorisation. Les conditions techniques de recyclage et de valorisation peuvent être en effet très différentes d'une filière à l'autre (European Commission – DG Environment, 2014). Nous pouvons cependant différencier deux grandes étapes : le prétraitement et le post-traitement (McCann and Wittmann, 2015; Tanskanen, 2013). Le prétraitement consiste à préparer les produits à la valorisation ou à l'élimination à travers des opérations de dépollution, de désassemblage et/ou de broyage, ainsi que des opérations de tri de fractions sortantes. Le post-traitement permet aux différentes fractions sortantes de suivre le traitement final en fonction de leurs stratégies de valorisation ou d'élimination.

2.4.2 L'étape de prétraitement : techniques de séparation de composants et matières

L'étape de prétraitement constitue une étape cruciale de la gestion de déchets. Elle permet de préparer les fractions sortantes aux différentes stratégies de valorisation ou d'élimination. Un synonyme du terme prétraitement est le terme « défabrication » (*'demanufacturing'* en anglais), qui est défini par Duflou *et al.* (2008) comme la décomposition d'un produit dans chacune de ses parties, dans le but de réutiliser, remanufacturer ou recycler ses composants.

Les déchets issus de produits mono-matériaux, comme par exemples les emballages ou les pneumatiques, suivent des opérations consécutives de broyage et de tri pendant l'étape de prétraitement. Cela permet de reconstituer des qualités de matière avec une purification conforme aux évolutions des cahiers des charges industriels (ADEME, 2012). Pourtant, les procédés mécaniques ne sont pas forcément pas les plus adaptés pour les déchets issus de produits complexes, multi-composants et multi-matériaux, comme les VHU (Véhicules Hors d'Usage), les DEEE (Déchets d'Equipements Electriques et Electroniques) ou les DEA (Déchets d'Eléments d' Ameublement). Malgré toute la technique liée à ces procédés de séparation, les fractions des matières premières séparées sont souvent polluées et la quantité de résidus de broyage mise en décharge est élevée (Haoues, 2006).

Le principal inconvénient des procédés mécaniques est lié au fait de broyer les produits avant de les décomposer. Ainsi, la valorisation des produits en fin de vie après leur démontage ou désassemblage est une autre option que l'on trouve de plus en plus fréquemment chez les opérateurs de la gestion de déchets, encouragés en cela par la création des différentes filières de valorisation. Le désassemblage permet d'obtenir une matière première avec un minimum d'impuretés et offre des nouvelles solutions pour la valorisation et la réutilisation de composants, tout en diminuant les volumes de déchets enfouis ou incinérés (Haoues, 2006).

Le désassemblage est un processus incontournable dans la valorisation des déchets. Les premières recherches sur l'importance du désassemblage se déroulent pendant les années 1990 (Boothroyd and Alting, 1992; Gupta and McLean, 1996; Jovane *et al.*, 1993). Elles montrent l'importance que le désassemblage va avoir pendant les années à venir tout au long du cycle de vie des produits, mais notamment dans la phase de fin de vie.

De nombreuses définitions du désassemblage ont été données depuis. Une des premières définitions est celle proposée par Gupta and Taleb (Gupta and Taleb, 1994), où le désassemblage est défini comme une méthode systématique de séparation des composants, des sous-ensembles ou d'autres groupements d'un produit. Quelques années plus tard, la notion de scénarios de fin de vie est ajoutée par les même auteurs (Gungor and Gupta, 1997) en définissant le désassemblage comme un processus systématique qui permet la récupération sélective des sous-ensembles réutilisables, recyclables, non-recyclables et polluants. Récemment, l'Association Alliance Chimie Recyclage a créé un glossaire des termes usuels du recyclage à l'aide de plusieurs syndicats et fédérations professionnelles. Pour eux le désassemblage, le démantèlement et le démontage se définissent comme : « toute opération consistant

à séparer un équipement en plusieurs sous-ensembles, en particulier, celle consistant à séparer les différents éléments valorisables d'un appareil et/ou les éléments polluants » (2ACR, 2013). Cette dernière définition est aussi celle prise en compte par différents éco-organismes. Pour maintenir ce langage commun nous emploierons aussi les termes désassemblage, démantèlement et démontage avec le même sens, même si ces termes ont été définis différemment dans le passé (Vital, 2006).

Le désassemblage peut être classé en fonction de différents critères : total ou sélectif ; direct ou indirect ; destructif ou non destructif ; manuel, semi-automatisé ou automatisé. Les explications de différentes classes sont présentées ci-après.

Désassemblage total ou sélectif : Le désassemblage peut aussi être classé selon le nombre de composants ou sous-ensembles à désassembler. Dans le désassemblage complet, tous les composants ou sous-ensembles d'un produit sont séparés, tandis qu'avec le désassemblage sélectif seulement certains composants ou sous-ensembles sont désassemblés pour les réutiliser, remanufacturer, recycler ou dépolluer (Kang *et al.*, 2012). Le désassemblage total ou complet d'un produit n'est pas forcément rentable du fait des contraintes techniques et économiques ainsi que de l'état des produits après usage (Kara *et al.*, 2006). Pour cette raison, les déchets issus des produits complexes se voient souvent soumis à des processus mixtes qui combinent le désassemblage sélectif et le broyage (Haoues, 2006).

Désassemblage direct ou indirect : Le désassemblage d'un constituant (composant ou sous-ensemble) est direct s'il n'entraîne pas le désassemblage d'autres constituants. Dans le cas contraire, le constituant est indirectement désassemblé (Srinivasan *et al.*, 1997).

Désassemblage destructif ou non destructif : Le désassemblage non destructif est le processus de séparation des éléments constitutifs d'un assemblage tout en s'assurant qu'aucun composant n'est endommagé (Gupta and McLean, 1996). Les composants conservent leur forme physique et ils pourront être réutilisés. Par contre, le désassemblage destructif est un processus de séparation dans lequel les composants d'un produit sont détruits, ce qui cause un changement de la structure géométrique. Dans ce cas, les composants récupérés ne sont pas réutilisables et seule la matière peut être recyclée (Haoues, 2006). Il existe aussi le *désassemblage semi-destructif* ou *partiellement destructif* (Reap and Bras, 2002), où seulement certains composants d'un produit sont détruits, permettant de faire ensuite un tri manuel ou automatique des différentes fractions désassemblées du produit.

Désassemblage manuel, semi-automatisé ou automatisé : Une autre façon de classer le désassemblage est en fonction du degré d'implication des travailleurs et de l'outillage utilisé (Duflou *et al.*, 2008). Le désassemblage manuel est effectué par des opérateurs à l'aide des outils à main. Le désassemblage semi-automatisé fait appel à des systèmes hybrides qui combinent des postes manuels et automatisés pour effectuer quelques opérations spécifiques (Seliger, 2007). Dans le désassemblage automatisé toutes les opérations sont entièrement automatisées, par exemple à l'aide d'un robot. Pour la plupart de produits cela reste un objectif académique (Duflou *et al.*, 2008).

Une autre façon de classer le désassemblage est basée sur « la mémoire » de l'assemblage. Si des liaisons à mémoire de forme sont utilisées, le désassemblage est actif ('*active disassembly*'), ce qui permet à un produit en fin de vie de se retrouver désassemblé sous l'action d'un stimulus généralement externe, en particulier un changement de température (Duval, 2009). Il s'agit d'une nouvelle technologie qui n'est développé que dans la recherche sous le nom d'*Active Disassembly Using Smart Materials* (ADSM). Des études industrielles de recyclage restent à faire pour assurer des bonnes conditions techniques, économiques et environnementales de ces solutions.

Devant cet ensemble de solutions pour le prétraitement et, plus spécifiquement, pour le désassemblage, nous pouvons nous questionner sur leur effet sur la performance des filières de valorisation. Comme évoqué dans la section 2.2, afin d'optimiser la valorisation en fin de vie de produits il faudrait faire davantage d'efforts en la conception de produits. Ainsi, nous pouvons aussi nous demander comment concevoir les produits pour qu'ils répondent au mieux aux différents besoins des opérateurs de la gestion de déchets. Dans la section suivante nous nous intéresserons plus en détail au rôle que joue l'éco-conception sur l'optimisation de la fin de vie de produits.

3. Le rôle de l'éco-conception

Les aspects liés à la réparation, le désassemblage ou le recyclage des produits sont déterminés pendant la phase de conception de produits. C'est pourquoi le processus de conception est un élément clé pour intégrer les contraintes liées à la réduction et valorisation de déchets.

La conception de produits est définie par Evbuomwan *et al.* (Evbuomwan *et al.*, 1996) comme *the process of establishing requirements based on human needs, transforming them into performance specification and functions, which are then mapped and converted (subject to constraints) into design solutions (using creativity, scientific principles and technical knowledge) that can be economically manufactured and produced.*

L'éco-conception consiste à *intégrer des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit avec pour objectif la réduction des impacts environnementaux négatifs tout au long du cycle de vie d'un produit* (ISO (International Organization for Standardization), 2011, p. 14006). D'une façon plus large, l'éco-conception se définit comme la maximisation du rapport entre la fonction socialement utile rendue par un système et son impact environnemental (Bonvoisin, 2012).

3.1 Quelques notions fondamentales

L'éco-conception est une démarche proactive (Issa *et al.*, 2015), préventive (Riopel *et al.*, 2011) et d'amélioration continue (Kobayashi *et al.*, 2005) qui fait appel à un ensemble de notions fondamentales : l'approche cycle de vie, l'approche multicritère et l'approche globale (Tyl, 2011).

Approche cycle de vie : Comme vu dans la section 2, le principe pollueur-payeur rend le producteur responsable de tous les impacts environnementaux de ses produits au-delà de la production de ceux-ci. La démarche d'éco-conception permet de prendre en compte toutes les relations environnementales propres à un produit pendant toutes les phases de son cycle de vie, de l'extraction de matières à la fin de vie, en passant par la fabrication, la distribution et l'utilisation (approche multi-étapes). La Figure 7 montre les différentes étapes du cycle de vie et son lien avec les stratégies et processus de valorisation et élimination de déchets. Cette approche est aussi appelé « pensée cycle de vie » (*'Life Cycle Thinking'*) (Lavalée *et al.*, 2005). La pensée cycle de vie contribue à éviter les possibles transferts d'impacts entre les différentes phases du cycle de vie. Un exemple typique de transfert d'impacts concerne les emballages de produits alimentaires. Alléger au maximum un contenant peut éviter des impacts pendant sa phase de distribution mais nuire à son recyclage (Zero Waste France, 2014).

Approche multicritère : Les impacts potentiels des produits et des services sur l'environnement sont de nature variée. Les produits, tout au long de leur cycle de vie, occasionnent des dommages sur le changement climatique, les ressources, la qualité des écosystèmes ou la santé humaine (Jolliet *et al.*, 2010). Cela se traduit par de différents types d'impacts qui peuvent concerner les émissions de gaz à effet de serre, la production de déchets, l'occupation de sols, les effets cancérigènes, etc. (Jolliet *et al.*, 2010). C'est pourquoi la démarche en éco-conception est une approche multicritère qui considère l'ensemble des impacts environnementaux des produits.

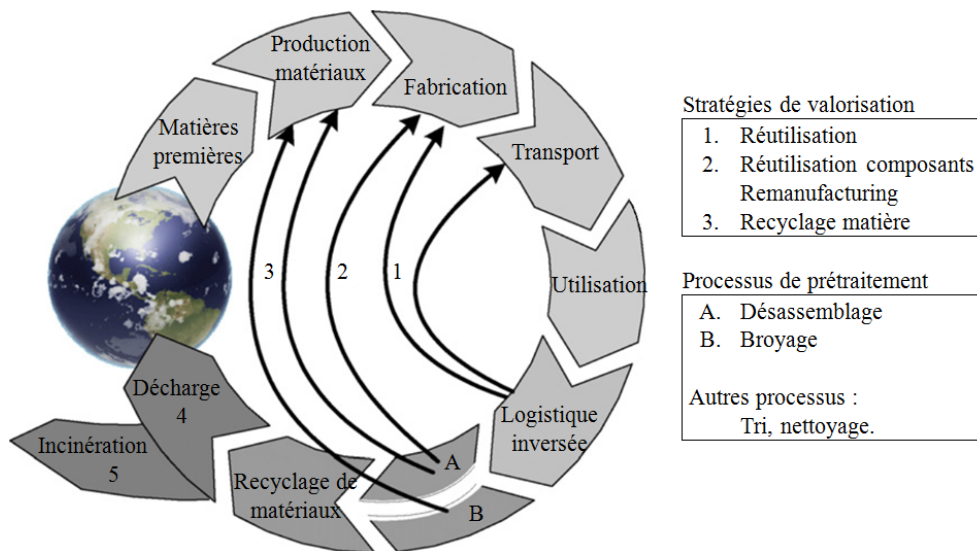


Figure 7. Cycle de vie de produit avec les principales stratégies de valorisation et d'élimination de déchets, modifié de Duflou *et al.* (2008).

Approche globale : Une approche en éco-conception considère non pas un produit seul, mais le système globale de produits auxiliaires et de services qui lui sont associés (Tyl, 2011). De même, une démarche d'éco-conception est mise en œuvre par une organisation mais elle implique d'autres organisations pour qu'elle soit réussie. Les fournisseurs, utilisateurs ou les recycleurs font partie intégrante du cycle de vie des produits. La démarche d'éco-conception est caractérisée pour être aussi une approche multi-acteurs (ADEME, 2015a).

Au cours des deux dernières décennies, un nombre croissant de méthodes et outils ont été développés pour soutenir les démarches en éco-conception (Russo *et al.*, 2015). Nombreux sont les articles scientifiques qui comparent et analysent ces différentes méthodes (Cerdan *et al.*, 2009). Ces méthodes et outils peuvent être classés en deux grands groupes : l'analyse et l'évaluation environnementale d'un côté et l'amélioration et l'aide à la conception de l'autre côté (Le Pochat, 2005).

Les méthodes d'évaluation environnementale permettent de transformer un inventaire de flux en une série d'impacts environnementaux quantifiés (Lacoste *et al.*, 2011). Ces méthodes sont réalisées avec des outils plus ou moins complexes d'Analyse de Cycle de Vie (ACV).

Les méthodes d'aide à la conception, aussi connus sous le nom DfE ('*Design for Environment*'), ont comme but de fournir aux concepteurs des indicateurs et des guides (en anglais '*guidelines*') (Alhoms, 2012). Les guides contiennent des règles d'amélioration qui permettent aux concepteurs de poser les bonnes questions pour arriver à mieux répondre à leurs exigences et aux défis auxquels ils font face (Luttrupp and Lagerstedt, 2006)(Alhoms, 2012). Les indicateurs environnementaux DfE sont généralement calculés en lien avec les règles de conception, comme par exemple le taux de recyclabilité ou le niveau d'énergie consommée (Alhoms, 2012).

La Figure 8 montre les différentes phases du processus de conception. La figure indique aussi les phases dans lesquelles les guides sont appliqués et les indicateurs DfE et ACV développés. Les guides avec les règles d'amélioration doivent intervenir au plus tôt pour permettre aux concepteurs de modifier facilement les solutions. La phase de conception conceptuelle est appropriée pour ce faire. Les indicateurs, par contre, nécessitent normalement des données détaillées sur les produits et les services. C'est pourquoi ils interviennent dans les phases de conception détaillée.

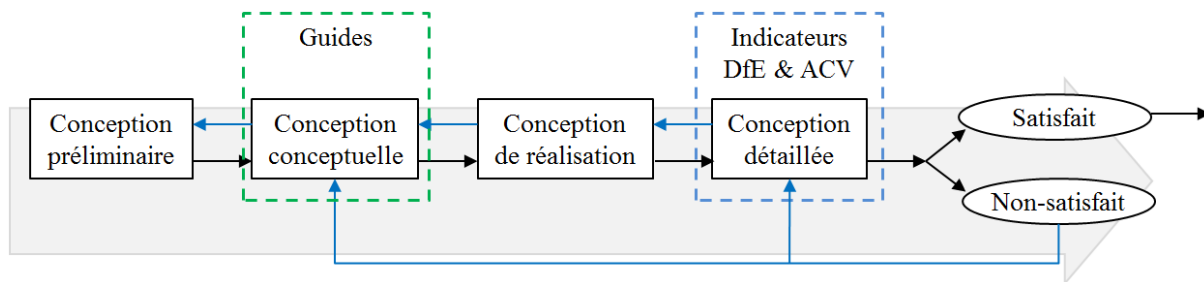


Figure 8. Approche actuelle pour la conception de produits respectueux de l'environnement, modifiée d'Alhomsy (2012).

Dans la section suivante nous verrons de plus près comment l'éco-conception peut contribuer à améliorer la prévention et la valorisation des produits en fin de vie.

3.2 La conception pour la fin de vie

Nombreuses approches d'éco-conception visant améliorer la fin de vie des produits ont été développées dans la littérature depuis les années 1990. Ces démarches se focalisent notamment sur la valorisation des produits en fin de vie et non sur la prévention de déchets. Ces approches, normalement connues sous le nom de conception pour la fin de vie (*'Design for End-of-Life'*) (Fakhredin *et al.*, 2013; Graedel and Allenby, 2002; Spicer and Johnson, 2004), se caractérisent par l'intégration systématique des aspects environnementaux de la phase de fin de vie dans la conception de produits (Lee *et al.*, 2014). Elles se trouvent dans la littérature sous différentes dénominations, comme :

- Conception pour l'élimination de produits (*'Design for Product Retirement'*) (Ishii *et al.*, 1994; Veerakamolmal and Gupta, 2000) ;
- Conception pour la « defabrication » (*'Design for Demanufacturing'*) (Germani *et al.*, 2014) ;
- Conception pour l'efficacité des ressources (*'Design for Resource Efficiency'*) (Finkbeiner *et al.*, 2012) ;
- Conception pour la valorisation (*'Design for Recovery'*) (Alonso Movilla and Zwolinski, 2015; Kwak and Kim, 2011) ;
- Conception pour l'économie circulaire (*'Design for the Circular Economy'*) (Devadula and Chakrabarti, 2015; Pitt and Heinemeyer, 2015).

Certaines approches de conception pour la valorisation en fin de vie mettent l'accent sur l'amélioration d'une stratégie de valorisation spécifique, tels que :

- Conception pour la réutilisation (*'Design for Reuse'*) (Veerakamolmal and Gupta, 2000).
- Conception pour le remanufacturing (*'Design for Remanufacturing'*) (Hatcher *et al.*, 2011; Ijomah *et al.*, 2007) ;
- Conception pour le recyclage (*'Design for Recycling'*) (Gaustad *et al.*, 2010; Kriwet *et al.*, 1995).

Comme nous l'avons montré dans la section 2.4.2, l'étape de prétraitement est composée de différents types de processus de traitement. C'est pourquoi certains approches d'éco-conception se focalisent sur l'amélioration d'un processus en particulier, comme :

- Conception pour le désassemblage (*'Design for Disassembly'*) (Boothroyd and Alting, 1992; Desai and Mital, 2005) ;

- Conception pour le non-désassemblage ou le broyage (*'Design for Non-Disassembly or Shredding'*) (Rahimifard *et al.*, 2009; Ram *et al.*, 1998).

Il existe également des approches globales nommées *Recovery System-Conscious Design* qui tiennent compte du fait que la phase de valorisation comprend une combinaison de différents processus et stratégies de valorisation (Mathieux *et al.*, 2008).

Il n'existe pas une stratégie concrète pour favoriser la prévention et la valorisation de déchets. Les auteurs Fakhredin *et al.* (Fakhredin *et al.*, 2013) considèrent que la conception pour la fin de vie est abordée dans la littérature scientifique selon cinq perspectives différentes (voir Figure 9). Ces perspectives sont : (1) la fin de vie comme partie du cycle de vie du produit ; (2) les modèles de sélection des meilleurs scénarios ou stratégies de valorisation ; (3) les processus de fin de vie ; (4) les modèles de coûts environnementaux et économiques et; (5) le partage d'informations entre toutes les parties prenantes.

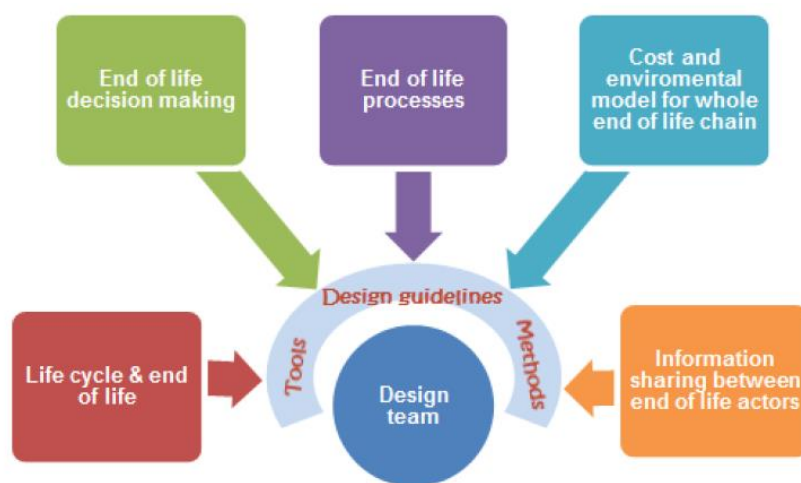


Figure 9. Cinq perspectives sur la conception pour la fin de vie (Fakhredin *et al.*, 2013).

Ces différentes approches et perspectives sur la conception pour la fin de vie sont traduites aux équipes de conception par un certain nombre de méthodes, outils et guides de conception. Une analyse détaillée de ces méthodes est réalisée dans le chapitre dédié à l'état de l'art (chapitre 2). Dans la section suivante nous analyserons l'implémentation et l'utilisation des outils de conception pour la fin de vie chez les industriels.

3.3 L'implémentation en pratique

Même si l'éco-conception est une démarche de plus en plus adoptée par les entreprises (Tyl, 2011) et le monde académique (Russo *et al.*, 2015), son application pratique au niveau industriel reste limitée (Dalhammar, n.d.; Lindahl, 2006).

Quand les approches d'éco-conception sont appliquées, elles sont davantage focalisées sur l'amélioration de la phase d'utilisation et non de fin de vie. Les réglementations européennes telles que la Directive Ecoconception (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2009) encouragent les entreprises à faire des efforts en vue d'améliorer principalement la phase d'utilisation. C'est pourquoi les produits éco-conçus répondent à des exigences de la phase d'utilisation, mais non à des exigences de réduction et valorisation de déchets (Devadula and Chakrabarti, 2015). Cela est dû au fait que la phase de fin de vie a souvent le plus faible impact environnemental lors des ACV et finit par être négligée (Stevens, 2009). A cela s'ajoute le manque d'intérêt de la plupart de fabricants de prolon-

ger la durée de vie de leurs produits ou de les concevoir pour être réutilisés, remanufacturés ou recyclés (Pickren, 2015).

Plusieurs auteurs ont analysé l'influence de la REP sur la prise en compte de principes d'éco-conception. Yu *et al.* (2008) et Gottbert *et al.* (2006) affirment que la REP n'incite pas à suivre une démarche d'éco-conception. Même si la REP a permis d'améliorer la gestion de déchets et le recyclage, il n'y a pas de preuve qu'elle ait un impact positif sur l'éco-conception de produits (Brouillat and Oltra, 2012; European Commission – DG Environment, 2014).

Le développement de filières de valorisation collectives n'encourage pas les entreprises à faire des efforts d'éco-conception individuels (European Commission – DG Environment, 2014). Ce n'est qu'en créant un lien direct entre la performance en fin de vie d'un produit (et pas une famille de produits) et le montant de la contribution payée, que le producteur aurait intérêt à agir sur la conception (Mérot, 2014). Ceci est le principe de la modulation de l'éco-contribution que nous avons mentionné dans la section 2.3. Pourtant, il est difficile aujourd'hui de remarquer l'influence de la modulation sur l'éco-contribution (Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie, 2012). Il semblerait que les redevances différenciées existantes sont encore loin de refléter les coûts réels en termes de réduction et valorisation de déchets, ne représentant souvent qu'une partie infime du coût de valorisation de déchets. Des difficultés techniques existent dans la définition des critères de modulation de l'éco-contribution avec de règles de calcul simples (European Commission – DG Environment, 2014).

Des modulations plus incitatives devraient être appliquées afin d'augmenter leur impact sur l'éco-conception. (Cercle National du Recyclage, 2014). La Cour de comptes estime même que l'État devrait engager une démarche au niveau communautaire pour harmoniser le principe et les modalités de l'éco-modulation pour la rendre plus efficace (Cour de comptes, 2016).

Afin de pouvoir approfondir notre recherche nous avons décidé de focaliser notre étude sur une catégorie spécifique de produits : les équipements électriques et électroniques. Ce type de produits est valorisé dans la filière de DEEE. Dans la section suivante nous présentons les enjeux associés à ce type de déchets ainsi que les caractéristiques générales de cette filière de valorisation.

4. La filière DEEE au cœur des préoccupations environnementales

Les équipements électriques et électroniques (EEE) sont des équipements fonctionnant grâce à des courants électriques ou à des champs électromagnétiques (Parlement européen et Conseil, 2012) ou, en d'autres termes, des produits avec une batterie ou un câble d'alimentation (Kuehr, 2012). Les DEEE ou D3E (en anglais '*WEEE*' ou '*e-waste*') sont les déchets issus des EEE, y compris tous les composants, sous-ensembles et produits consommables faisant partie intégrante du produit au moment de la mise au rebut (Parlement européen et Conseil, 2012). Ces déchets sont composés d'une grande variété de produits complexes tels que réfrigérateurs, téléviseurs, machines à laver, lampes, téléphones, etc., provenant de ménages ou d'activités économiques.

Nous avons choisi les DEEE comme objet d'étude car ils sont, aujourd'hui, l'un de flux de déchets les plus difficiles à gérer. Ce sont des produits qui n'ont pas été conçus en prenant compte leur fin de vie. Ce sont des équipements irréparables, indémontables, peu robustes et, en conclusion, rapidement obsoètes (Les Amis de la Terre, 2015). Ils sont même considérés comme de produits conçus pour finir dans une décharge ('*designed for the dump*') causant une urgence toxique mondiale (Leonard, 2010). Ce flux de déchets présente des enjeux environnementaux majeurs en raison de trois caractéristiques principales (McCann and Wittmann, 2015) : (1) l'augmentation continue des volumes ; (2) le contenu en substances dangereuses ; et (3) les coûts de traitement élevés.

En effet, l'industrie électronique est devenue la plus grande industrie au monde (Li *et al.*, 2015). La quantité de DEEE générée dans le monde a considérablement augmenté au cours des 10 dernières années (J. Li *et al.*, 2013; Tanskanen, 2013). En 2014 elle est estimée à 41,8 millions de tonnes (Mt), contre 33,8 Mt générées en 2010, et il est prévu qu'elle augmente à 49,8 Mt en 2018, avec un taux de croissance annuel de 4 à 5 % (Baldé *et al.*, 2015).

Le problème de la gestion des DEEE se pose non seulement compte tenu de leur volume croissant, mais aussi de la présence de substances dangereuses qui représentent un risque pour la santé humaine et l'environnement (Kiddee *et al.*, 2013; McCann and Wittmann, 2015). Ils impactent la santé humaine de deux façons (Kiddee *et al.*, 2013) : en contaminant la chaîne alimentaire avec des substances toxiques provenant des procédés d'enfouissement et de recyclage rudimentaires ou en impactant directement les personnes qui s'exposent de façon dangereuse aux substances toxiques. Les DEEE peuvent aussi avoir des impacts négatifs sur l'environnement de différentes façons (Robinson, 2009) : en contaminant l'eau et les systèmes aquatiques par lixiviation des décharges où les DEEE (traités ou non traités) ont été déposés ; par propagation des poussières contaminants dans l'air ou ; par contamination des sols et des milieux terrestres. Les substances dangereuses contenues dans les DEEE comprennent des métaux toxiques, tels que le cuivre (Cu) ou le mercure (Hg), et des polluants organiques persistants, tels que les retardateurs de flamme bromés (RFB) ou les biphényles polychlorés (BPC), pour n'en nommer que quelques-uns (Kiddee *et al.*, 2013).

Les DEEE contiennent aussi des quantités significatives de matières valorisables, comme des métaux (ferreux, non ferreux, précieux), des plastiques ou du verre, qui constituent des gisements parfois plus intéressants que les minerais. Jusqu'à 60 éléments de la table périodique peuvent être trouvés dans des équipements électroniques complexes (Kuehr, 2012). En fait, le principal moteur économique pour le recyclage des déchets électroniques est la récupération des métaux précieux (Cui and Forssberg, 2003). L'extraction de ces métaux à partir de DEEE est un substitut rentable de l'extraction des matières premières primaires. C'est pour cela que les DEEE sont considérés comme des véritables « mines urbaines » (Oteng-Ababio *et al.*, 2014).

Les composants qui contiennent des substances dangereuses doivent, par obligation réglementaire, être séparés et suivre un traitement sélectif (Parlement européen et Conseil, 2012). Les opérations de désassemblage des DEEE, comme par exemple l'élimination de fixations et le tri des composants et matériaux, exigent beaucoup de temps et demandent souvent une quantité importante de main d'œuvre, ce qui augmente de façon significative le coût du recyclage (Cui and Forssberg, 2003; Goodship and Stevels, 2012; Williams, 2006). Les processus de séparation mécanique ont un coût de traitement moindre, mais ils ne permettent pas de récupérer des substances à forte valeur ajoutée qui se trouvent en petites quantités, telles que des terres rares ou des métaux précieux (Chancerel *et al.*, 2009). Dans de nombreux cas, les coûts de transport ont aussi une grande influence sur les coûts globaux de gestion des DEEE (Dat *et al.*, 2012). Toutes ces dépenses représentent des coûts de gestion élevés qui, pour certains types de DEEE, dépassent les revenus générés par les matériaux valorisés (McCann and Wittmann, 2015).

4.1 L'évolution de la réglementation

Pour faire face aux enjeux présentés dans la section précédente plusieurs directives et règlements européens ont été mis en place au cours des 15 dernières années. La Figure 10 montre l'évolution chronologique des différentes réglementations.

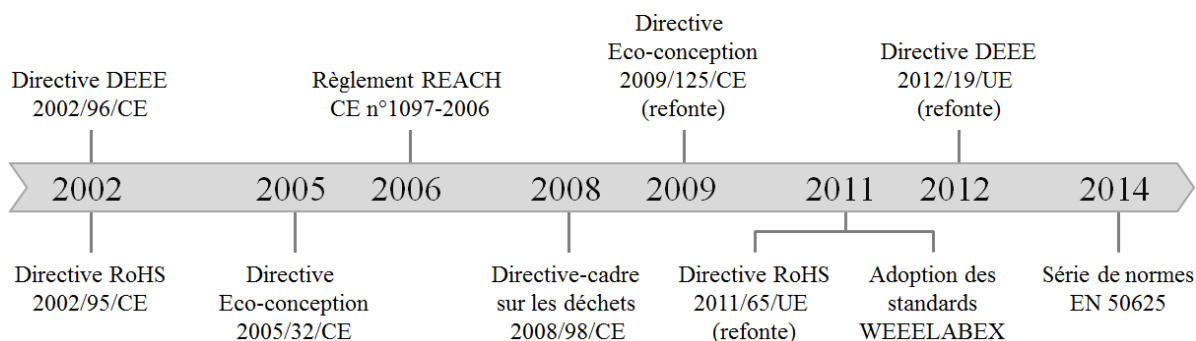


Figure 10. Evolution de la réglementation européenne liée aux DEEE.

Une brève description de chaque réglementation est donnée ci-après :

- La directive 2002/96/CE, dite « directive DEEE » (et sa refonte, la directive 2012/19/UE) (European Parliament and Council, 2003a, 2012), impose la gestion sélective de ces déchets.
- La directive 2002/95/CE, dite « directive RoHS/LdSD¹⁰ » (et sa refonte, la directive 2011/65/UE) (European Parliament and Council, 2011, 2003b), établie des règles relatives à la limitation de l'utilisation de substances dangereuses dans les EEE.
- La directive 2005/32/CE, dite « directive éco-conception » (et sa refonte, la directive 2009/125/CE) (European Parliament and Council, 2005), établie un cadre pour la fixation d'exigences en matière d'écoconception applicables aux produits liés à l'énergie.
- Le règlement REACH¹¹ (CE n°1097-2006) (European Parliament and Council, 2006) porte sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions des substances chimiques.
- La directive-cadre sur les déchets (2008/98/CE) (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008) fixe des objectifs de valorisation et impose aux États membres d'élaborer des programmes nationaux de prévention de déchets.
- Les standards européens WEEELABEX définissent des exigences techniques et de management pour les opérateurs de collecte, de logistique et de traitement (WEEE Forum, 2011a, 2011b, 2013a). Ils ont été adoptés en 2011 (WEEE Forum, 2012) et transformés par le CE-NELEC ('*European Committee for Electrotechnical Standardization*') en norme européenne en 2014 avec les séries EN 50625.

La directive éco-conception est appliqué par le biais des règlements spécifiques à chaque type de produit. Il existe aujourd'hui jusqu'à 23 règlements (European Commission, 2016). Ces règlements visent à réduire la consommation énergétique des équipements durant la phase d'usage et n'incluent pas à l'heure actuelle des mesures concernant la phase de fin de vie (Mérot, 2014). Plusieurs auteurs affirment que les politiques produits, tels que les règlements appliquant la directive éco-conception, pourraient favoriser la prévention et la valorisation de déchets grâce à l'inclusion de mesures volontaires ou obligatoires (Ardente *et al.*, 2014; Dalhammar *et al.*, 2014).

Nous nous intéressons particulièrement à la directive DEEE 2012/19/UE. Elle fixe des taux de collecte minimum annuels pour l'ensemble de DEEE produits dans chaque pays. En 2016 le taux a été augmenté à 45 % du poids moyen d'EEE mis sur le marché lors des 3 années précédentes. A partir de 2019 ce taux s'élève à 65 % du poids moyen d'EEE mis sur le marché au cours des 3 années précé-

¹⁰ RoHS/LdSD est l'acronyme de « *Restriction of the use of certain Hazardous Substances in electrical and electronic equipment/Limitation des Substances Dangereuses* ».

¹¹ REACH est l'acronyme de « *Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals* ».

dentes ou 85 % de la quantité de DEEE générés. La directive fixe aussi des objectifs minimums de valorisation par type d'EEE (voir les différentes catégories d'EEE dans la Figure 11). En 2015 ces objectifs ont été augmentés de 5 % par rapport à ceux figurant sur l'ancienne directive. Le taux minimum de recyclage et réutilisation en masse des DEEE est actuellement de 55 %, 70 % ou 80 %, en fonction de la catégorie d'équipements.

Les 11 catégories d'équipements valables à partir du 1 ^{er} janvier 2015 et jusqu'au 14 août 2018		Les 7 catégories d'équipements valables à partir du 15 août 2018	
1	Gros appareils ménagers	1	Équipement d'échange thermique
1A	Équipements d'échange thermique		
1B	Autres gros appareils ménagers		
2	Petits appareils ménagers		
3	Équipements informatiques et de télécommunications	2	Écrans, moniteurs et équipements comprenant des écrans d'une surface supérieure à 100 cm ²
3A	Écrans, moniteurs et équipements comprenant des écrans d'une surface supérieure à 100 cm ²		
3B	Autres équipements informatiques et de télécommunications	3	Lampes
4	Matériel grand public	4	Gros équipements
4A	Écrans, moniteurs et équipements comprenant des écrans d'une surface supérieure à 100 cm ²		
4B	Autres matériels grand public	5	Petits équipements
5	Matériel d'éclairage		
6	Outils électriques et électroniques	6	Petits équipements informatiques et de télécommunications
7	Jouets, équipements de loisirs et de sports		
8	Dispositifs médicaux	7	Panneaux photovoltaïques
9	Instruments de surveillance et de contrôle		
10	Distributeurs automatiques		
11	Panneaux photovoltaïques		

Figure 11. Catégories d'EEE figurant sur la directive DEEE 2012/19/UE (ADEME, 2015b).

De plus, la directive impose le traitement sélectif de substances et composants dangereux, comme les piles et accumulateurs, les cartes de circuits imprimés, les plastiques contenant des retardateurs de flamme bromés, les composants contenant du mercure ou les écrans à cristaux liquides, entre autres.

Les modèles de mise en œuvre de la directive DEEE dans chaque pays sont très variés (EC – DG Environment, 2014). Dans nos travaux de recherche nous nous focaliserons sur la filière DEEE française. Le décret 2014-928 transpose la directive DEEE 2012/19/UE et les articles R. 543-172 à R. 543-206 du code de l'environnement réglementent l'organisation de la filière (ADEME, 2015b).

4.2 Organisation de la filière DEEE en France

Dans cette section nous détaillons comment la filière DEEE est organisée en France. La plupart de ces informations se trouvent dans les rapports que l'ADEME publie tous les ans concernant les EEE. Pourtant, la filière DEEE est en constante évolution et pour suivre de près ses actualités nous nous sommes appuyés sur les informations publiés sur Actu-Environnement¹².

La filière DEEE en France est en réalité composée de deux filières : la filière de DEEE professionnels, créé en 2005, et la filière de DEEE ménagers et assimilés, créé en 2006 (ADEME, 2015b). Le décret n° 2014-928 du 19 août 2014 relatif aux DEEE et aux EEE usagés définit les DEEE ménagers et professionnels de la façon suivante :

¹² Actu-Environnement est un titre de presse d'information professionnelle sur Internet spécialisée sur l'environnement et le développement durable. Site web : www.actu-environnement.com.

- DEEE ménagers : DEEE provenant des ménages et ceux d'origine commerciale, industrielle, institutionnelle et autre qui, en raison de leur nature et de leur quantité, sont similaires à ceux des ménages. Pour arriver à mieux comprendre qu'est-ce que sont ces derniers, l'ADEME les définit comme « *des DEEE d'origines commerciale, industrielle, institutionnelle et autre qui, en raison de leur nature et de leur quantité, sont similaires à ceux des ménages ou susceptibles d'être utilisés par un ménage ; les ordinateurs portables des professionnels en sont le meilleur exemple* » (ADEME, 2013a).
- DEEE professionnels : les autres déchets d'équipements électriques et électroniques.

L'organisation de chaque filière a ses spécificités. Les producteurs d'EEE ménagers et assimilés ont deux possibilités d'organisation pour traiter leurs produits en fin de vie. Ils peuvent mettre en place un schéma soit individuel soit collectif (voir la définition de chaque schéma dans la section 2.3). Jusqu'à présent aucun schéma individuel n'est approuvé et les producteurs se fédèrent autour des éco-organismes agréés par les pouvoirs publics pour assumer leurs responsabilités de collecte et de traitement de leurs produits en fin de vie. Pendant la période 2007-2014 quatre éco-organismes assumaient les opérations de collecte et traitement des DEEE : Ecologic, ERP et Eco-Systèmes pour tous DEEE sauf le matériel d'éclairage (couramment appelé « lampes ») et Recylum pour les lampes uniquement (ADEME, 2015c). Pour la période 2015-2020, quatre éco-organismes ont été agrégés : Eco-systèmes et Ecologic pour l'ensemble des DEEE, à l'exception des lampes et des panneaux photovoltaïques, Recylum pour les lampes et PV Cycle pour les panneaux photovoltaïques. Enfin, la société OCAD3E est agréée en qualité d'organisme coordinateur de la filière des DEEE ménagers. Elle est en charge de la gestion des relations entre les éco-organismes et les collectivités territoriales, actrices de la collecte des DEEE auprès des ménages (ADEME, 2015b).

La collecte et le traitement mis en place par les éco-organismes agréés sont financés via une éco-contribution payée par les consommateurs à l'achat d'un nouveau produit, comme expliqué dans la section 2.3. Cette éco-contribution est modulée en fonction de différentes critères, les premières datant de 2010 et mis à jour en 2015 (OCAD3E, 2015, 2010). La Figure 12 montre une représentation de l'organisation financière de la filière.

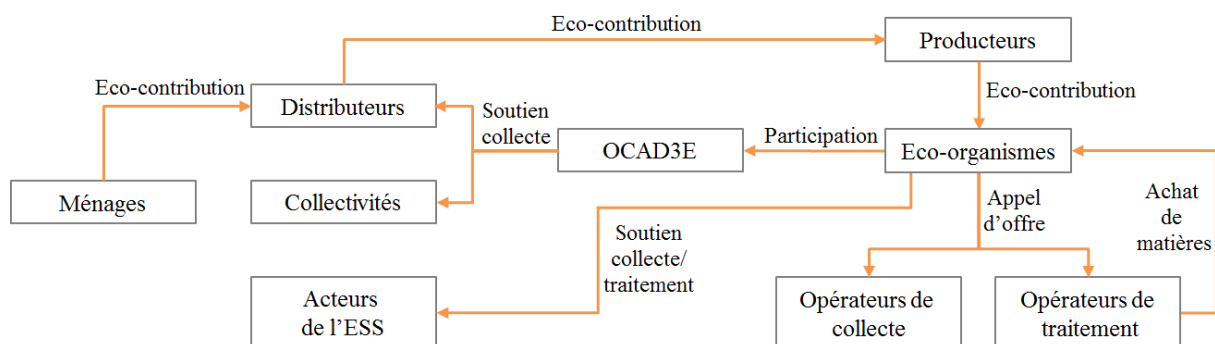


Figure 12. Flux financiers de la filière de DEEE ménagers, modifiée de (Mérot, 2014).

L'organisation de la filière de DEEE professionnels a évolué au cours de deux dernières années. S'il s'agit des EEE mis sur le marché avant le 13 août 2005, ce sont les détenteurs du déchet qui sont responsables de sa collecte et son traitement. S'il s'agit d'EEE mis sur le marché après le 13 août 2005, ce sont les producteurs qui sont responsables de leur fin de vie. Jusqu'en 2014 les producteurs avaient trois possibilités d'organisation : mettre en place un schéma individuel, mettre en place un schéma collectif (possibilité théorique puisqu'aucun éco-organisme n'était agréé) ou déléguer à l'utilisateur final de l'équipement la gestion de la fin de vie de celui-ci (ADEME, 2015c). A partir de 2014 les

producteurs peuvent mettre en place un système individuel de collecte et de traitement ou adhérer à un éco-organisme agréé. En janvier 2014 quatre éco-organismes ont été agréés pour la filière des DEEE professionnels : Eco-systèmes, Ecologic, ERP et Récylum (ADEME, 2015c). Pourtant, début 2016 trois arrêtés ministériels portent l'agrément des trois éco-organismes pour collecter et traiter les DEEE professionnels : Ecologic, Eco-Systèmes et Recylum (Actu-Environnement, 2016).

L'ADEME souligne dans un de ses rapports le manque de structuration de la filière de DEEE professionnels, contrairement à la filière de DEEE ménagers qui est bien établie et structurée en France (ADEME, 2013b). Les chiffres montrent que les quantités d'EEE professionnels déclarées mis sur le marché et de DEEE professionnels collectées sont notablement moins importantes et stables que pour les EEE et DEEE ménagers¹³. Pour ces raisons nous avons décidé de focaliser nos travaux de recherche majoritairement sur la filière de DEEE ménagers, que nous appellerons par la suite « filière DEEE » afin de simplifier, sauf indication contraire. Dans la section suivante nous présentons les grandes lignes des activités de collecte et de traitement au sein de la filière DEEE.

4.2.1 La collecte

Avant d'expliquer comment la collecte est réalisée au sein de la filière DEEE française, il est important de mentionner qu'uniquement 40 % des DEEE générés au sein de l'Union Européenne sont collectés dans les filières réglementaires. Environ 8 % se retrouvent dans la poubelle d'ordures ménagères résiduelles pour être incinérés ou mis en décharge et le reste fini dans des marchés légaux ou illégaux dans des pays développés ou en développement (Baldé *et al.*, 2015).

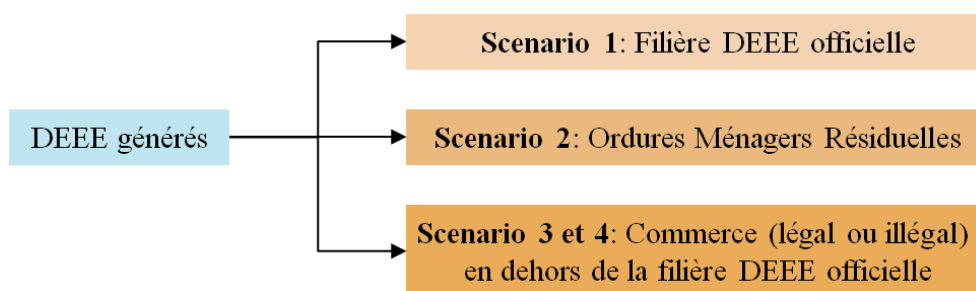


Figure 13. Scénarios de collecte des DEEE dans le monde, traduit de (Baldé *et al.*, 2015).

Dans la filière officielle, la collecte est la première étape de la gestion de DEEE, comme nous l'avons expliqué dans la section 2.4.1. En 2014, 7,5 kg. par habitant ont été collectés en France (ADEME, 2015b). Cette valeur dépasse l'objectif de collecte fixé par la directive DEEE de 4 kg./hab./an jusqu'en 2015. Par contre, l'objectif de 10 kg hab./an fixé par le cahier des charges des éco-organismes pour l'année 2014 n'a pas été atteint. A titre indicatif, le taux de collecte à atteindre en 2016 sera d'environ 9,2 kg. hab. selon les nouveaux objectifs de collecte de la directive (ADEME, 2015b) et il est attendu que 20 kg. hab./an soient collectés d'ici 2020 pour respecter l'évolution de la réglementation (Actu-Environnement, 2012), sous réserve que la quantité d'EEE mis sur le marché chaque année ne cesse d'augmenter.

La Figure 14 montre l'évolution des tonnages collectés au sein de la filière DEEE entre 2006 et 2014. Dans la figure nous pouvons observer la portion qui correspond aux différents flux de déchets. En effet, les DEEE regroupent un grand nombre des familles de produits aux caractéristiques très variées quant aux dimensions, poids et composition. Afin d'optimiser le traitement qu'ils recevront par la suite

¹³ EEE mis sur le marché en 2014 : 228 682 tons (pro.), 1 325 620 tons (ménagers, environ 6 fois plus). DEEE collectés en 2014 : 31 548 tons (pro.), 495 307 tons (ménagers, environ 16 fois plus) (ADEME, 2015b).

la collecte de DEEE s'effectue selon six flux qui sont très similaires à la classification par la directive DEEE à compter du 15 août 2018. Ces flux sont :

1. GEM F (gros électroménager froid). Ex. : réfrigérateur, climatiseur, etc.
2. GEM HF (gros électroménager hors froid). Ex. : lave-vaisselle, machine à laver, etc.
3. Ecrans. Ex. : écran à tube cathodique ou écran plat.
4. PAM (petits appareils en mélange). Ex. : grille-pain, imprimante, téléphone, ordinateur, etc.
5. Lampes.
6. PP : Panneaux photovoltaïques (depuis 2015).

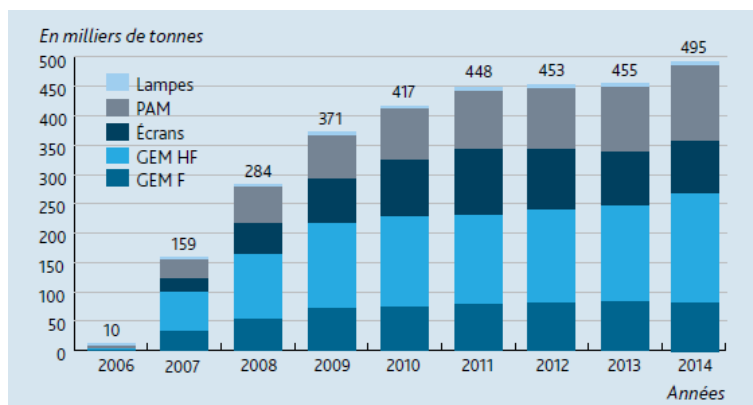


Figure 14. Tonnages de DEEE ménagers collectés par flux entre 2006 et 2014 (ADEME, 2015b).

Afin d'acheminer les DEEE de l'utilisateur final jusqu'aux opérateurs de traitement, les éco-organismes établissent des partenariats avec différents acteurs. La Figure 15 présente les flux physiques de la filière DEEE. Les opérations d'équilibrage, aussi appelées opérations de regroupement, consistent à trier les différents DEEE en fonction des flux de déchets décrits ci-dessus.

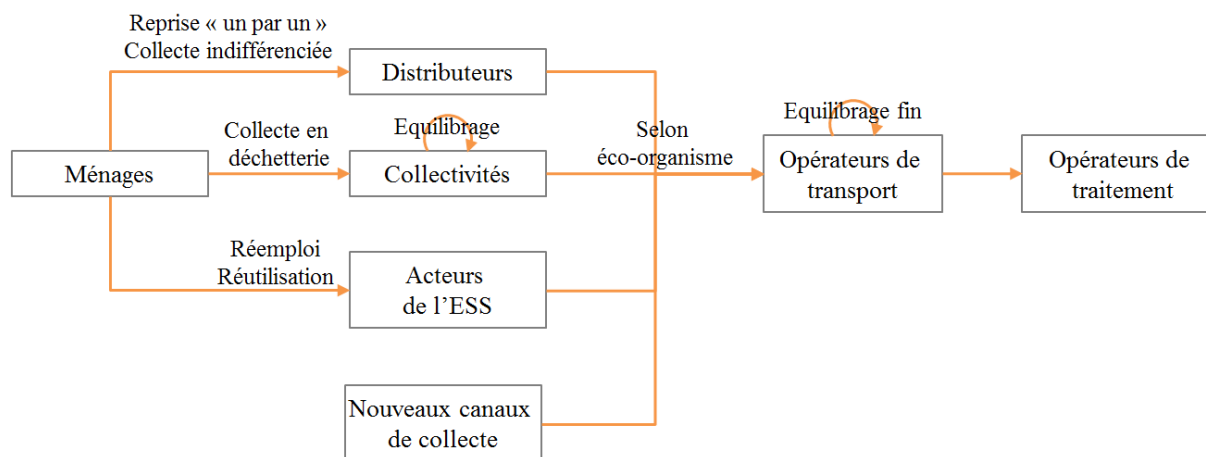


Figure 15. Flux physiques de la filière DEEE ménager, modifiée de (Mérot, 2014).

Le *Projet de quantification des DEEE en France* (ADEME, 2013a) explique en détail les trois principaux canaux de collecte, dits « historiques » (Actu Environnement, 2015), des DEEE ménagers :

1. Les collectivités, notamment via les déchèteries municipales. En 2014, 64 millions d'habitants étaient desservis par une collecte séparée de DEEE via plus de 4 700 déchèteries, ce qui représente 68 % du tonnage des DEEE collectés en 2014 (ADEME, 2015b).

2. Les distributeurs. Ce sont des grandes surfaces alimentaires, de bricolage ou spécialisées et la vente à distance (y compris par Internet), parmi autres. Selon l'article R.543-180 du Code de l'environnement, les distributeurs sont obligés d'accepter la reprise gratuite d'un DEEE lors de l'achat d'un EEE équivalent. Cela est connu comme reprise « un pour un ». Avec la nouvelle directive, le code prévoit également que le consommateur puisse se défaire gratuitement et sans obligation d'achat de ses PAM, reprise dite « un pour zéro » (Actu-Environnement, 2014a). En 2014, les ménages disposaient de plus de 24 000 points de collecte de ce type, ce qui représente 23 % du total des DEEE collectés (ADEME, 2015b).
3. Les acteurs de l'Economie Sociale et Solidaire (ESS). Il s'agit des associations à vocation sociale. Il existe principalement trois réseaux : Emmaüs, le Réseau de Ressourceries et ENVIE (Ecologic, 2012). Les ménages peuvent donner leurs appareils usagés à ces organisations, qui vont ensuite les réemployer ou les préparer pour réutilisation. Si l'appareil ne marche plus ou est très ancien, il rejoindra un opérateur de traitement pour être valorisé. L'ESS représente aujourd'hui une petite partie du total (moins de 10 % du tonnage de DEEE collectés). Pourtant, dans le futur cette partie pourrait augmenter grâce aux politiques européennes visant l'augmentation de la durée de vie de produits ainsi qu'à l'incitation à la réutilisation de produits (European Environmental Bureau, 2014).

Quatre nouveaux canaux sont en cours de développement par l'éco-organisme Eco-systèmes pour atteindre les nouveaux objectifs de collecte (Actu Environnement, 2015). Ces canaux incluent :

1. Le réseau de récupérateurs qui constituent un point d'apport sous contrat pour les artisans, installateurs ou cuisinistes.
2. Les opérateurs de broyage adhérents de FEDEREC¹⁴, qui collectent des DEEE ménagers apportés par les récupérateurs ou les artisans. Ce canal représenteraient un quart du gisement des DEEE (Actu-Environnement, 2014b).
3. Les collectes éphémères organisées dans les grandes villes, comme Paris.
7. Les détenteurs de matériel informatique. Selon nos recherches, ce canal n'est pas véritablement un nouveau canal de collecte. En effet, les institutions voulant se débarrasser des DEEE ménagers assimilés, comme des ordinateurs, écrans ou imprimantes, signent des contrats directement avec les opérateurs de collecte et traitement pour valoriser ses DEEE¹⁵. Pourtant, à partir de janvier 2017 tous les opérateurs de collecte et traitement de DEEE doivent obligatoirement avoir un contrat avec un éco-organisme (Actu-Environnement, 2015b).

Nos expériences nous ont permis d'identifier un autre canal de collecte de DEEE ménagers ne faisaient pas objet d'un contrat issu des éco-organismes. Il s'agit des accords directs entre les producteurs et les opérateurs de traitement des DEEE. Nous avons trouvé cette pratique chez Morphosis, centre de traitement des DEEE dont l'activité principal est l'extraction de métaux rares et précieux. Il a des accords avec différents fabricants d'EEE comme Bouygues Telecom, Ericsson, Nortel et Technicolor pour traiter ses DEEE ménagers (modem, tablettes, téléphones, etc.)¹⁶.

4.2.2 Le traitement

Après la collecte, le regroupement et le transport, les DEEE arrivent chez les opérateurs de traitement. Comme expliqué dans la section 2.4.1, la phase de traitement est divisée en deux étapes : le prétraite-

¹⁴ FEDEREC : Fédération des entreprises du recyclage.

¹⁵ Source : visite et discussion chez l'opérateur de traitement Paprec D3E à Chassieu (69) le 7 février 2013.

¹⁶ Source : présentation « Valorisation des métaux précieux. Méthodes et innovations » réalisé par Serge Kimbel, PDG de Morphosis, au salon Pollutec le 4 décembre 2013 à Paris (75).

ment et le post-traitement. Cette façon de décomposer le traitement des DEEE est aussi adoptée par d'autres auteurs comme McCann and Wittmann (2015) ou Tanskanen (2013).

Pendant le prétraitement les DEEE subissent une série d'opérations consécutives de séparation et de de tri qui visent à séparer le déchet en différentes fractions, appelées fractions sortantes (WEEE Forum, 2013a). Théoriquement, l'étape de prétraitement débute avec des activités de dépollution de substances polluantes et de désassemblage sélective de composants contenant des matériaux à forte valeur ajoutée (composants réutilisables, cartes électroniques...). Ensuite des opérations de broyage et de tri automatique sont réalisées (comme la séparation électromagnétique pour les métaux ferreux, les courants de Foucault pour les métaux non ferreux et le tri optique ou par flottation pour les plastiques) (ADEME, 2015b; McCann and Wittmann, 2015). En pratique, ces étapes varient d'un opérateur à l'autre. Nos recherches sur la filière DEEE nous ont montré que différentes scénarios de prétraitement sont possibles (voir Figure 16¹⁷). Le désassemblage est souvent considéré comme étant réalisé de façon manuelle. Pourtant, des opérations de désassemblage semi-automatisé sont de plus en plus développés sur le terrain. Un exemple typique de désassemblage semi-automatisé est la phase de préparation du broyage à travers des machines, appelés désintégrateurs, qui éclatent les produits (Véolia, 2015). Certains produits ne contenant pas de composants dangereux sont broyés directement.

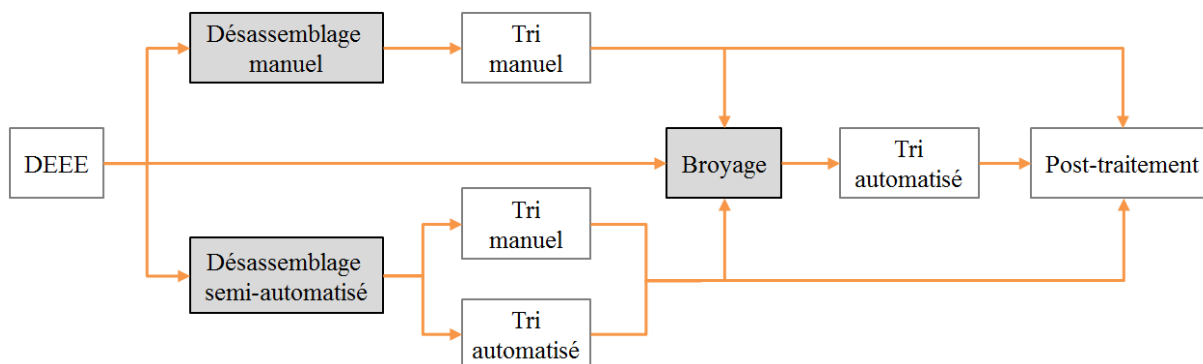


Figure 16. Différents scénarios de prétraitement des DEEE.

Dans son *Inventaire 2012 des sites de traitement de DEEE* (ADEME, 2014b) l'ADEME considère qu'il existe 4 types différentes d'opérations ou processus de prétraitement¹⁸ des DEEE :

1. Réutilisation de DEEE : Opérations de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la réutilisation de DEEE entiers par de nouveaux détenteurs.
2. Réutilisation de composants : Opérations de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la réutilisation de composants issus de DEEE.
3. Démantèlement manuel : Traitement réalisé uniquement de façon manuelle, incluant toute ou partie de la dépollution de DEEE.
4. Traitement mécanisé : Traitement réalisé au moins sur une étape par un procédé mécanisé incluant toute ou partie de la dépollution (manuelle ou mécanisée). Un traitement mécanisé peut être réalisé soit sur des appareils entiers, soit sur des appareils ayant subi une extraction préalable de composants.

¹⁷ Le schéma représenté dans la Figure 16 a été validé par des experts de la filière DEEE.

¹⁸ Dans son rapport l'ADEME les appelle « types de traitement » mais pour être plus précis et cohérents avec cette partie du manuscrit nous préférons les appeler « types de prétraitement ». Cependant, l'ADEME ne rentre pas dans le détail des processus de post-traitement, et nous non plus. C'est pourquoi dans les prochaines parties du manuscrit il nous arrivera de parler indistinctement de « traitement » et « prétraitement ».

La Figure 17 montre la répartition de tonnages par type de prétraitement et par flux de déchets en 2012¹⁹. Le flux « lampes » n'apparaît pas car ces équipements sont toujours broyés (ADEME, 2015c). Nous observons que les écrans sont notamment traités avec des opérations de désassemblage manuel et que ne subissent pas de traitement mécanique. Les GEM F et les GEM HF ont subi majoritairement un traitement mécanique, et seulement 11 à 12 % ont subi préalablement un traitement manuel (ADEME, 2014b). Concernant les PAM, presque $\frac{3}{4}$ a été prise en charge directement par des activités de traitement mécanisées (qui inclut, à notre avis, des opérations de désassemblage semi-automatisé, même si ce n'est pas précisé dans le rapport), tandis que 22 % ont été traités manuellement. Nous observons qu'un petit pourcentage de chaque flux a fait objet de réutilisation des appareils entiers (9 880 tonnes) et pratiquement 0 % de réutilisation de composants (1 190 tonnes).

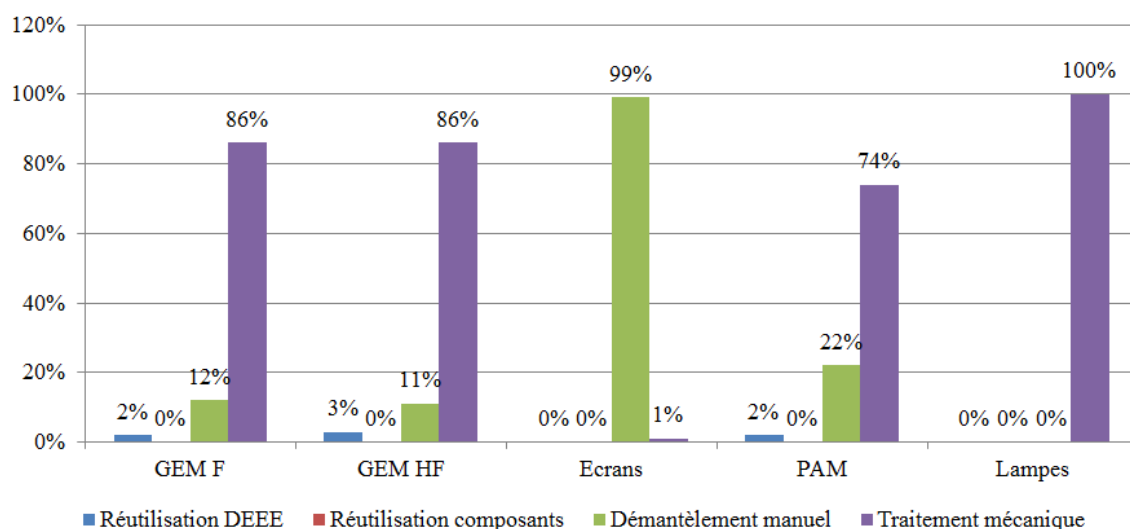


Figure 17. Répartition de tonnages par type de prétraitement et par flux de DEEE (ménagers et professionnels) en 2012 (ADEME, 2014b).

La phase de post-traitement permet aux fractions sortantes d'être transformées dans des filières spécifiques. Certains composants peuvent être réutilisés. Cependant, dans la plupart de cas il s'agit de transformer les fractions sortantes en matières premières secondaires. Si les fractions ne peuvent pas être valorisées, elles sont incinérées (avec ou sans récupération énergétique) ou éliminées par enfouissement (notamment pour les composants dangereux). L'ADEME distingue 5 types de stratégies²⁰ de fin de vie que les fractions sortantes peuvent suivre (ADEME, 2015b). Elles sont, par ordre de priorité :

1. Préparation à la réutilisation : Réutilisation de l'équipement entier.
2. Réutilisation en pièces : Réutilisation de pièces ou sous-ensembles de l'équipement.
3. Recyclage : Recyclage matière.
4. Valorisation énergétique²¹ : Incinération avec récupération d'énergie.
5. Destruction ou élimination : Elimination sans valorisation (mise en décharge, incinération sans récupération d'énergie).

¹⁹ Des informations mises à jour ne sont pas disponibles actuellement. Ces données sont issues de l'inventaire que l'ADEME réalise auprès des opérateurs de traitement tous les 2, 3 ou 4 ans, et non des rapports annuels sur les EEE.

²⁰ Dans ses rapports l'ADEME les appelle *types* ou *modes de traitement*. Pourtant, pour être cohérent avec le reste de manuscrit nous préférons les appeler *stratégies de fin de vie* ou *de valorisation et d'élimination* (décrites dans la section 12).

²¹ Nous avons expliqué dans la section 12 pourquoi nous considérons l'incinération comme une stratégie d'élimination et non de valorisation. Nous encourageons à l'ADEME à différencier les stratégies de valorisation (stratégies 1, 2 et 3) et d'élimination (stratégies 4 et 5) afin de promouvoir la préservation des ressources.

La Figure 18 montre la distribution du tonnage de DEEE ménagers traités en 2014 par stratégies de fin de vie et par flux de déchet. Nous remarquons que le recyclage est la stratégie de valorisation la plus pratiquée pour les fractions sortantes de tous les flux (entre 75 % et 87 %). Les stratégies les plus suivies ensuite sont l'incinération avec récupération énergétique (entre 6 % et 12 %, sauf pour les lampes, qui n'en ont pas) et l'élimination (entre 4% et 13 %). Le pourcentage de DEEE qui ont été réutilisés (entièrement ou sous forme de composants) ne dépasse pas du 2 %. Cela est dû au fait qu'aujourd'hui les directives européennes et les éco-organismes n'encouragent pas de façon notable la réutilisation, même s'il est connu que les DEEE ont un fort potentiel de réutilisation (Ylä-Mella *et al.*, 2014).

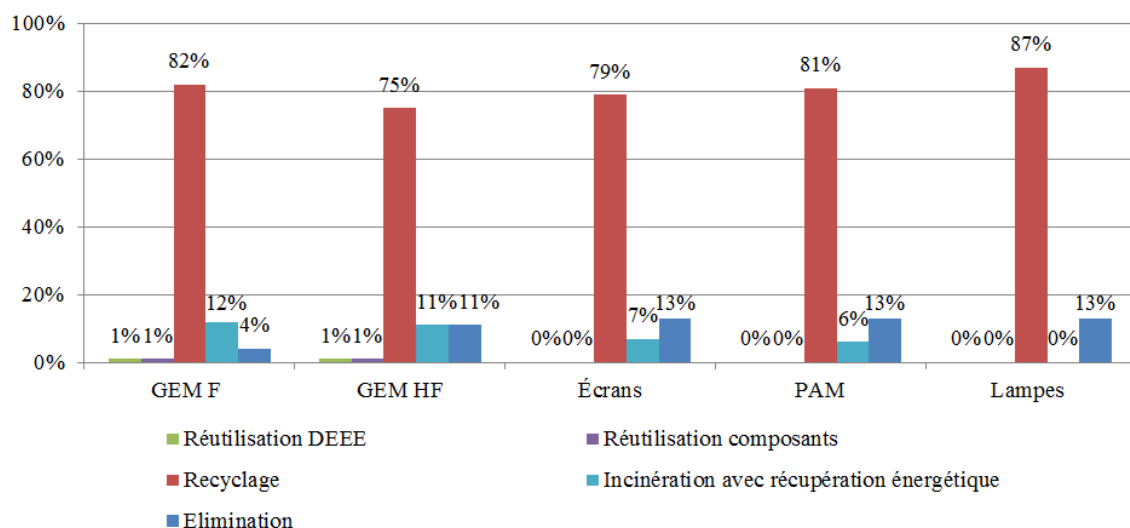


Figure 18. Répartition de tonnages de DEEE ménagers par stratégies de fin de vie et par flux en 2014 (ADEME, 2015b).

5. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons présenté le contexte actuel de la valorisation de déchets au sein des filières REP. Nous avons montré que, afin de minimiser l'impact environnemental de déchets, il est essentiel de faire davantage d'efforts au niveau de la conception des produits. Pourtant, aujourd'hui les industriels ne sont pas encouragés à concevoir des produits facilement réutilisables ou recyclables et finissent pas négliger la prise en compte de l'étape de fin de vie.

Ce chapitre nous a permis aussi de comprendre que même si la REP a permis d'améliorer la gestion des déchets avec l'instauration des filières de valorisation, il n'y a pas de preuve qu'elle ait incité les concepteurs à intégrer des contraintes liées au traitement de produits en fin de vie dans la phase de conception. En plus de cela, les méthodes de conception pour la fin de vie développées par les chercheurs au cours de 20 dernières années ne sont pas vraiment implémentées dans la pratique. Ce déficit d'intégration de la phase de fin de vie en conception nous amène à poser notre question de recherche générale : Comment permettre aux concepteurs d'intégrer réellement et efficacement les besoins des opérateurs des filières REP afin d'optimiser la valorisation de déchets ?

Nous avons décidé de nous focaliser sur un type de déchets et une filière concrète : la filière DEEE. Nous avons choisi ce flux du fait de son taux de croissance élevé et du fait que ces déchets contiennent des substances dangereuses qui représentent un risque pour l'environnement et la santé humaine. Notre question de recherche générale peut donc être reformulée comme :

**Comment permettre aux concepteurs d'intégrer réellement et efficacement
les besoins des opérateurs de traitement de DEEE afin d'optimiser la
valorisation en fin de vie de ce type de déchets ?**

Le chapitre suivant présente une analyse fine de l'état de l'art avec les éléments qui nous permettront de répondre au mieux à cette question. Nous commencerons par analyser les méthodes de conception pour la fin de vie existantes pour identifier les raisons pour lesquelles elles ne sont pas appliquées par les concepteurs. Ensuite nous analyserons les modèles d'opérateurs de traitement existants, ce qui nous permettra d'augmenter nos connaissances sur la filière DEEE et de nous interroger sur comment l'expertise des opérateurs de traitement pourrait être traduite en préconisations de conception.

CHAPITRE 2. ETAT DE L'ART : METHODES DE CONCEPTION POUR LA FIN DE VIE ET MODELES D'OPERATEURS DE LA FILIERE DEEE

*« Consumption is the biggest problem,
but design is one of the best solutions »*

Leyla Acaroglu

1. Introduction

Le chapitre précédent nous a permis de montrer qu'il est très difficile aujourd'hui d'encourager l'éco-conception des produits afin de prévenir la production de déchets ou d'optimiser leur valorisation en fin de vie. Certes, il existe un certain nombre d'industriels (ex. Dyson, Malongo, Philips) et start-ups (ex. Fairphone, L'incroyable) engagés pour concevoir des EEE qui durent longtemps et qui soient facilement recyclables (E.T., 2016a, 2016b, Novel, 2013a, 2013b, 2013c). Mais la plupart de fabricants manquent d'intérêt pour concevoir de produits facilement valorisables (Pickren, 2015). Ceci est dû notamment au fait que la REP n'incite pas à suivre une démarche d'éco-conception (Gottberg *et al.*, 2006; Yu *et al.*, 2008).

Dans le chapitre 1 nous avons exposé les enjeux liés aux DEEE et décrit les caractéristiques principales de la filière DEEE en France pour ensuite formuler notre question de recherche principale : Comment permettre aux concepteurs d'intégrer réellement et efficacement les besoins des opérateurs de traitement de DEEE afin d'optimiser la valorisation en fin de vie de ce type de déchets ? Afin de cibler plus précisément les éléments à apporter sur cette question, nous présentons dans les sections qui suivent un état de la littérature relative à l'éco-conception liée aux DEEE.

Cet état de l'art est divisé en deux grandes parties. La première partie présente une description, classification et comparaison des méthodes, outils et guides de conception pour la fin de vie. A l'issue de cette étude nous nous sommes aperçus qu'il manque, entre autres, l'intégration d'un modèle complet et réel des opérateurs de traitement de la filière DEEE utilisable en conception. Un tel modèle permettrait aux concepteurs d'augmenter leur niveau de connaissances sur la filière et faire ainsi des meilleurs choix de conception. C'est pourquoi dans la deuxième partie les modèles existantes des opérateurs de traitement de la filière ont été analysés. A la fin de chaque partie nous présentons une discussion sur les apports de la littérature avec les verrous identifiés résultants de nos analyses.

2. Méthodes de conception pour la valorisation des produits en fin de vie

Dans la section 3 du chapitre 1 nous avons défini ce qu'est l'éco-conception et la conception pour la fin de vie. Nous avons montré qu'il existe, de façon générale, deux grands groupes pour classer les méthodes d'éco-conception : les méthodes d'évaluation et les méthodes d'aide à la conception. Dans cette section nous présentons l'analyse d'un total de 16 méthodes, outils et guides qui ont comme but d'optimiser et/ou d'évaluer les caractéristiques d'un produit afin d'améliorer sa valorisation en fin de vie. Nous avons regardé en particulière les méthodes concernant les produits électriques et électroniques. Pour faciliter leur comparaison, nous avons classé les méthodes et guides en quatre catégories :

1. Les méthodes basées sur des recommandations (section 2.1).
2. Les méthodes d'évaluation du désassemblage (section 2.2).
3. Les méthodes d'évaluation de la recyclabilité (section 2.3).
4. Les méthodes globales de conception pour la fin de vie (section 2.4).

Dans les sections suivantes les différentes méthodes sont décrites et comparées. A la fin (section 2.5), une discussion sur leurs limites en lien avec notre problématique de recherche est présentée.

2.1 Méthodes basées sur des recommandations

Nombre de chercheurs ont proposé des guides de conception contenant des recommandations, règles ou pistes de conception (*'guidelines'*) afin d'améliorer la fin de vie des produits. Les auteurs Dowie et Simon de l'Université Métropolitaine de Manchester ont été des pionniers dans le développement des recommandations pour la conception pour le recyclage et le désassemblage (Dowie and Simon, 1994). Ils ont décrit 25 règles de conception ainsi que les raisons d'existence derrière chaque règle. Elles sont classées selon trois domaines de conception du produit: matériaux (ex. *utiliser des matériaux qui peuvent être recyclés*), liaison (ex. *les fixations doivent être faciles à enlever*) et structure du produit (ex. *favoriser la conception modulaire autant que possible*). D'autres guides développés au cours des années 2000 gardent le même état d'esprit (Active Disassembly Research Ltd, 2005; Xing *et al.*, 2003).

Des chercheurs de l'Université de Twente (Pays Bas) et de l'École Polytechnique de Chalmers (Suède) ont travaillé ensemble avec la société Philips (Pays Bas) sur le développement des guidelines précis et simple d'utilisation (Hultgren, 2012; Peters *et al.*, 2012). Peters *et al.* (2012) constatent que les recommandations existantes sont très générales et adressent le recyclage globalement et non selon des processus de traitement concrets. De plus, pour eux les recommandations existantes ne fournissent pas des mesures spécifiques. C'est pour cela qu'ils élaborent un ensemble de recommandations à deux niveaux : un premier niveau composé de 7 recommandations générales qui décrivent un objectif général (ex. *minimiser la diversité de matériaux*) et un deuxième niveau composé par 39 stratégies ou règles spécifiques à suivre pour atteindre les différents objectifs (ex. *ne pas utiliser des mélanges de polymères*). Ces travaux de recherche sont repris par Hultgren (2012). Elle considère que les concepteurs passent beaucoup de temps à analyser les 39 stratégies. C'est pourquoi elle mène une enquête auprès de 10 entreprises de recyclage pour qu'ils donnent leur avis sur les recommandations et les stratégies de conception. Elle a constaté que la conformité de 14 stratégies suffit pour augmenter considérablement la recyclabilité d'un produit électronique. De plus, une évaluation sur l'importance de chaque règle est donnée par les opérateurs, permettant ainsi d'identifier les règles à respecter en priorité.

Récemment, les éco-organismes des DEEE et l'Ecole Nationale Supérieure des Arts et Métiers de Chambéry ont publié *Le guide "éco-conception" des éco-organismes DEEE français* (Froelich et Sulpice, 2013). Il s'agit d'un guide à vocation pédagogique dans lequel est présentée une compilation de recommandations de conception pour les différents flux de collecte des DEEE et pour des produits concrets. Les recommandations sont des pistes d'éco-conception proposés à des difficultés rencontrées par des opérateurs de traitement. Elles sont classées en trois niveaux : (1) la dépollution et le prétraitement, (2) le recyclage et (3) la réutilisation.

En France, les critères de modulation de la contribution visible ou éco-contribution pourraient être considérés comme de règles d'aide à la conception. Les derniers critères ont été présentés en 2014 et la note technique qui indique les pièces à fournir pour leur vérification a été publiée en 2015 par OCAD3E (2015). Ces critères sont liés à la réparabilité et au réemploi, à la dépollution et à la recycla-

bilité des DEEE3. Il s'agit d'un système bonus-malus qui vise à récompenser, via un bonus de -20 % du montant de l'éco-contribution, les appareils qui respectent certains critères, et à pénaliser, via un malus de +20 % ou +100 % le montant de l'éco-contribution, les appareils qui ne respectent pas d'autres critères. Une quinzaine de critères différents sont appliqués à 13 types de produits, comme des lave-linges, tablettes ou imprimantes. Ils sont le fruit de négociations informelles, de débats et de démonstrations au sein du groupe de travail éco-conception de la filière DEEE (Mérot, 2014). Nous avons analysé les différents critères en fonction de l'étape de la filière concernée et les paramètres de conception affectés par chaque critère (voir Annexe 1). Nous remarquons que la plupart de critères visent à promouvoir la prévention de déchets en facilitant la réparabilité, le réemploi et la réutilisation. D'autres critères font référence à l'étape de prétraitement en limitant la présence de substances ou composants dangereux. Seul un critère fait allusion au type de liaisons à prendre en compte. Il s'agit d'un des critères qui permet de minorer l'éco-contribution des imprimantes. Le critère précise que *la démontabilité complète du produit doit être réalisée avec des outils standards disponibles dans le commerce*. Aucun critère n'évoque la structure des produits, ce qui permettrait, par exemple, d'accéder directement aux composants dangereux.

Le Tableau 1 présente une comparaison des guides de conception pour la fin de vie. Nous constatons qu'au début les recommandations étaient assez générales : les règles sont les mêmes pour tous les produits et ne font pas de discrimination entre les différentes stratégies et processus de valorisation. Les guides développés ces derniers temps par des chercheurs en collaboration avec les entreprises (Hultgren, 2012; Peters *et al.*, 2012) et les éco-organismes (Froelich and Sulpice, 2013a) sont, au contraire, plus spécifiques. Différentes règles sont développées pour différents produits, prenant en compte les différentes stratégies et processus de traitement. Nous observons aussi une tendance à réaliser des études sur le terrain (Hultgren, Guide Eco3E) ou en incluant toutes les parties prenantes (critères de modulation). Les règles développées par Hultgren et les critères de modulation de l'éco-contribution proposent des choix de conception concrets, facilement vérifiables par les concepteurs. Seul le guide développé par Hultgren propose un classement des différentes règles de conception.

Tableau 1. Comparaison des méthodes basées sur des recommandations ('guidelines')

	Guidelines, Dowie et Simon (1994)	Guidelines et stratégies, Hultgren (2012)	Guide Eco3E, Froelich et Sulpice (2013)	Critères modulation, OCAD3E (2015)
Classification des règles	Matériaux, liaisons, structure	4 guidelines et 14 stratégies de conception	Dépollution, recyclage et réutilisation par flux de DEEE ou produit	Différents critères pour 13 types de produits
Type de règles	Générales	Concrètes	Certaines générales et d'autres concrètes	Concrètes
Produits visés	DEEE, VHU	PAM	DEEE	DEEE
Processus pris en compte	Combinaison désassemblage manuel et broyage	Traitement mécanisé de PAM en Europe	Désassemblage manuel, broyage.	Désassemblage manuel, broyage, post-traitement.
Résultats issus de...	Non précisé	Littérature, industriels, 10 recycleurs en Europe	Opérateurs de la filière DEEE en France	Groupe de travail éco-conception de la filière DEEE
Classement de règles	Non	Oui	Non	Non

2.2 Méthodes d'évaluation du désassemblage

Les règles de conception ont inspiré les chercheurs pour développer des indicateurs qui servent à vérifier si les règles sont bien implémentées (Alhomsy, 2012). Certains indicateurs ont un lien avec la capacité d'un produit à être désassemblé, comme nous verrons dans cette section. D'autres sont en lien avec la capacité d'un produit à être recyclé, comme nous verrons dans la section suivante.

Les approches montrées dans cette section sont connues sous le nom de « conception pour le désassemblage » (*'Design for Disassembly'* ou *'DfD'*). Kroll et Hanft (1998) de l'Université du Missouri-Columbia ont développé une méthode pour évaluer la facilité de démontage d'un produit qui serait désassemblé manuellement par une personne assise. Leur approche est centrée sur une grille d'évaluation dans laquelle chaque tâche de désassemblage est évaluée en fonction de cinq critères: l'accessibilité, le positionnement, la force, le temps de base et « autres » (voir Figure 19). Le résultat est l'obtention d'un temps de désassemblage et un taux d'effectivité de la conception pour le désassemblage.

[illegible]

Figure 19. Tableau d'évaluation du désassemblage (Kroll and Hanft, 1998)

Yi *et al.* (2003) de l'Université de Yeungnam ont proposé une méthode d'évaluation du temps de désassemblage considérant le type, la taille, le poids, les liaisons et les distances de déplacement du produit étudié, pour un désassemblage manuel. Un temps de base est calculé en tenant compte de 12 facteurs d'influence qui sont classés dans l'une des catégories suivantes: temps de préparation, temps de déplacements, temps de désassemblage et temps de post-traitement.

Gungor de l' Université du Pamukkale a développé une méthode d'évaluation des liaisons utilisant des processus de réseau analytique (ANP, *Analytic Network Process*) (Gungor, 2006). La méthode permet aux concepteurs de choisir les assemblages les plus appropriés en tenant compte de différentes phases du cycle de vie de produit (la phase de fabrication, d'utilisation et de fin de vie). Les types de connecteurs à choisir sont ceux proposés par Sonnenberg (2001) : des fixations discrètes, des assemblages intégraux, du collage, du collage énergétique et « autres ».

Dans sa thèse, Haoues a présenté une méthode d'intégration du désassemblage dès les premières phases de conception (Haoues, 2006). Il propose trois catégories d'indicateurs : Indicateur matériau, indicateur structurel et indicateur liaison, qui traduisent respectivement la condition de valorisabilité, accessibilité et séparabilité. Il ne s'agit pas uniquement d'évaluer le désassemblage (avec les indicateurs structure et liaison), mais aussi d'évaluer la capacité du produit à être recyclé. La Figure 20 montre la formulation mathématique de chaque indicateur.

$I_S = \frac{N_T}{(\sum_{nij} N_{nij} \times NI_j) + N_T}$	$I_L = \frac{N_J}{\sum_{nj} NL_{nj} \times \mu_{nj} + 1}$	$I_M = \frac{\sum_i M_i}{M_T}$
N_T Nombre total des composants du produit	N_J Nombre de composants à récupérer	M_i Masse matériaux recyclables
N_{nij} Nombre de composants à désassembler dans le niveau ni pour atteindre les composants N_J avec $ni \in [0, N_T]$	NL_{nj} Nombre de liaisons à séparer	M_T Masse totale du produit
NI_J Niveau d'accessibilité des composants	N_{nij} μ_{nj} Coefficient de difficulté de séparation	

Figure 20. Formulation des indicateurs structure (I_S), liaison (I_L) et matériaux (I_M) (Haoues, 2006).

Le Tableau 2 montre une comparaison des méthodes d'évaluation du désassemblage que nous venons de décrire. Nous observons que seul le désassemblage manuel est pris en compte, ce qui est compréhensible car peu de stations de désassemblage semi-automatique ou automatique étaient développées à cette période. Les résultats obtenus pour les trois premiers auteurs (temps de désassemblage, choix d'assemblages) sont très théoriques car ils ne considèrent que les contraintes géométriques du produit. Néanmoins, Haoues (2006) commence à inclure des critères liés à la dangerosité de composants et à l'impact environnemental des produits.

Tableau 2. Comparaison des méthodes d'évaluation du désassemblage

	Facilité de désassemblage, Kroll et Hanft (1998)	Temps du désassemblage, Yi <i>et al.</i> (2003)	Modèle ANP, Gun-gor (2006)	Indicateurs SLM, Haoues (2006)
Désassemblage pris en compte	Manuel	Manuel	Manuel	Manuel
Phase de conception concernée	Conceptuelle	Détaillée	Détaillée	Conceptuelle
Phases du cycle de vie considérées	Fin de vie	Fin de vie	Fabrication, utilisation, fin de vie	Utilisation, fin de vie
Produits visés	PAM	Non précisé	Non précisé	DEEE
Critères pris en compte	Contraintes géométriques	Contraintes géométriques	Contraintes géométriques	Substances dangereuses, impact environnemental
Résultat obtenu	Temps de désassemblage	Temps de désassemblage	Choix assemblages	Indicateurs : Matériaux, Liaisons et Structure

2.3 Méthodes d'évaluation de la recyclabilité

Les méthodes d'évaluation de la recyclabilité ont comme but l'obtention des taux qui indiquent la capacité d'un produit à être valorisé, c'est-à-dire, à être réutilisé, remanufacturé ou recyclé. Ces taux sont généralement obtenus à travers l'évaluation de la liste de matériaux (en anglais BOM, 'Bill of Materials') et de l'impact environnemental des composants des produits (Fakhredin *et al.*, 2013). Ar-dente *et al.* (2003) de l'Université de Palerme ont présenté un outil appelé ENDLESS ('End Design Leading Sustainable Selection') qui permet de calculer un taux de recyclage global GRI ('Global Recycling Index') basé sur des indicateurs environnementaux, techniques et économiques. Un critère de séparabilité est pris en compte pour calculer l'indicateur technique.

Huisman, de l'Université de technologie de Delft, a développé une méthode dans sa thèse appelée QWERTY ('Quotes for environmentally WEighted RecyclabiliTY') (Huisman, 2003). Son approche vise à décrire la recyclabilité d'un produit en termes environnementaux au lieu de mesurer la recyclabilité en termes de poids. QWERTY tient compte de la valeur environnementale des matières premières secondaires et de l'impact environnemental de leur traitement en fin de vie (collecte, transport, broyage, tri, incinération et mise en décharge).

Des chercheurs de l'Université Technologique de Braunschweig ont développé un outil appelé ProdTect (*'Product Architect'*) (Herrmann *et al.*, 2005). Il s'agit d'un logiciel qui permet de calculer différents paramètres de la fin de vie d'un produit comme son taux de recyclage, les coûts et les bénéfices du recyclage le niveau du désassemblage. Pour cela, les concepteurs choisissent un profil de fin de vie, donnant un aperçu de la performance du produit selon différents scénarios. L'outil dispose d'un ensemble de bibliothèques contenant des informations sur les techniques d'assemblage, les matériaux et les processus du recyclage. Il permet aussi d'optimiser le choix des matériaux et de la structure du produit. Différents scénarios peuvent être choisis pour calculer tous ces paramètres : optimisation des coûts, optimisation du taux de recyclage, quotas (taux de recyclage), ou extraction de composants dangereux. Actuellement, l'outil est distribué par l'entreprise de consulting KERP GmbH.

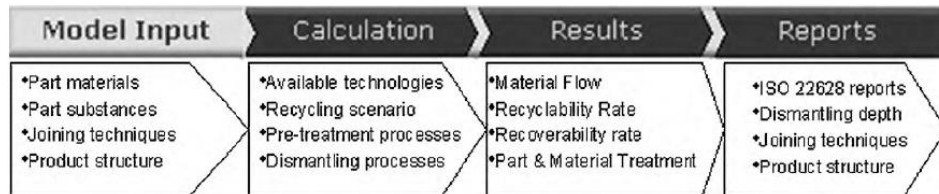


Figure 21. Flux de travail de l'outil ProdTect® (Santini *et al.*, 2010)

Au sein du laboratoire G-SCOP (Université Grenoble Alpes) un outil de calcul de taux de valorisation des DEEE a été développé : ReSICLED (*'Recovery Systems modelling and Indicator Calculation Leading to End-of-life-conscious Design'*) (Mathieux *et al.*, 2008). Ses bases de données et sources sont issues du projet Eco'DEEE (Vital, 2006). L'outil permet de calculer des taux de recyclage, d'incinération avec récupération énergétique et de déchets ultimes en prenant compte les performances des filières. Ces taux sont calculés pour trois scénarios différents. Le premier scénario théorique considère que le produit va être désassemblé en entier. Le deuxième scénario théorique suppose que le produit va être directement broyé, sans subir une étape de démontage (à l'exception des éléments qui sont soumis à un traitement sélectif selon la directive DEEE). Le troisième scénario, plus réaliste, est un scénario « mixte » où les taux de valorisation sont compris entre les taux des deux scénarios précédents. Pour ce dernier scénario le concepteur définit la stratégie de fin de vie pour chaque pièce de son produit. Parallèlement au calcul de taux de recyclabilité, l'outil fournit des pistes d'amélioration aux concepteurs. La Figure 22 montre un aperçu synoptique des activités à mettre en place par les concepteurs et les experts de recyclage pour le bon fonctionnement de la méthode.

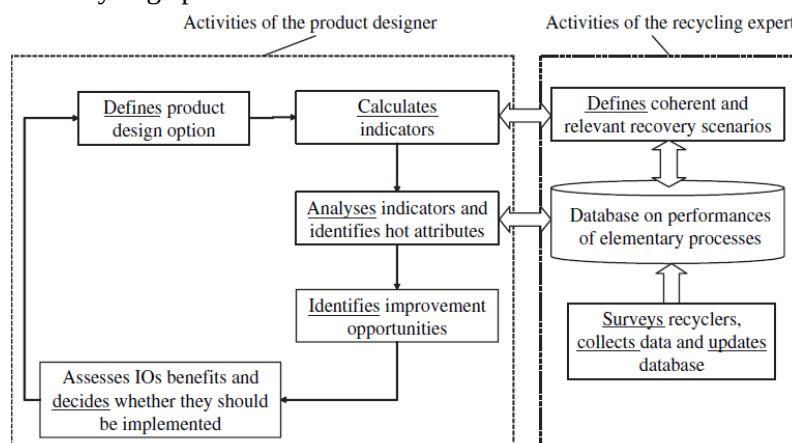


Figure 22. Aperçu synoptique des activités respectives d'un concepteur et d'un expert de recyclage pour la mise en œuvre de la méthode ReSICLED (Mathieux *et al.*, 2008).

Dans le Tableau 3 nous montrons une comparaison de ces méthodes. Quelques méthodes sont présentées comme des outils très complets de conception de produit (ENDLESS, ProdTect) qui fournissent

des résultats concernant non seulement l'évaluation de la valorisation mais aussi certains indicateurs économiques et techniques. Les autres sont des approches plus simples d'évaluation de la valorisation en termes massiques (ReSICLED) ou environnementaux (QWERTY). Les premiers outils, plus théoriques, considèrent que tous les produits vont être désassemblés manuellement et ne prennent pas en compte la performance réelle des filières. Ceci peut se comprendre car les filières ont commencé à se structurer à partir de l'apparition de la directive DEEE 2002/96/CE.

Tableau 3. Comparaison des méthodes d'évaluation de la recyclabilité.

	ENDLESS, Ardente <i>et al.</i> (2003)	QWERTY, Huisman (2003)	ProdTect, Herrmann <i>et al.</i> (2005)	ReSICLED, Mathieux <i>et al.</i> (2008)
Processus considérés	Désassemblage manuel	Désassemblage manuel	Désassemblage manuel	Désassemblage manuel ou broyage
Phase de conception concernée	Conceptuelle	Non précisée	Conceptuelle	Détaillée
Résultats obtenus	Taux de recyclage global, indicateurs technologique, économique et environnemental	Taux de recyclage maximum, minimum et actuel (en termes environnementaux)	Taux de recyclage (massique), coût recyclage, niveau et temps de désassemblage	Taux de valorisation matière et énergétique (massique)
Stratégies de fin de vie considérées	Recyclage	Recyclage	Recyclage	Recyclage, incinération, mise en décharge
Prise en compte filières de recyclage	Indirectement	Indirectement	Oui	Oui (filière DEEE)

2.4 Méthodes globales de conception pour la fin de vie

Ces dernières années les chercheurs ont centré leur attention sur le développement d'autres types de méthodes plus globales de conception pour la fin de vie, aussi appelées des méthodes RSCD (*Recovery System-Conscious Design*) (Mathieux *et al.*, 2008). Ces méthodes considèrent que différents constituants d'un produit peuvent suivre des stratégies de fin de vie différentes et que la valorisation d'un produit est le fruit de la combinaison de différents processus de traitement.

Des auteurs de l'Université d'Australie-Méridionale ont proposé un outil appelé IREDA (*'Integrated Recyclability and End-of-life Design Algorithm'*) pour améliorer la valorisation des produits en fin de vie (Xing *et al.*, 2003). L'outil est composé de quatre étapes. La première étape est la détermination du scénario de fin de vie le plus adapté, qui peut être la réutilisation, le remanufacturing, le recyclage ou l'incinération. Ensuite le concepteur définit la structure du produit, privilégiant une structure modulaire qui regroupe les composants du produit selon leur fonctionnalité, leur usure et leur cycle de vie technologique. La troisième étape est la sélection des matériaux et assemblages. La quatrième et dernière étape est l'évaluation de la recyclabilité, où des taux de réutilisation, recyclabilité et d'enfouissement sont obtenus. L'outil dispose aussi de 20 règles de conception génériques d'amélioration de la recyclabilité.

Les chercheurs Remery *et al.* (2011) de l'École Polytechnique de Montréal ont développé une méthode pour évaluer la stratégie de fin de vie d'un produit pendant la phase de conception préliminaire. La méthode ELSEM (*'End-of-Life Scenario Evaluation Method'*) évalue les performances de 6 options de fin de vie : réutilisation, remanufacturing, recyclage avec désassemblage, recyclage sans désassemblage, incinération avec récupération énergétique et mise en décharge. La performance de chaque scénario est calculé en fonction de 15 paramètres influençant la fin de vie : adaptabilité, durabilité, valeur sur le marché, condition en fin de vie, quantité de matériaux de grande valeur, capacité

calorifique, difficulté de désassemblage, niveau d'intégration, quantité de pièces, difficulté de détachement des fixations, quantité de matériaux différents, quantité de matériaux dangereux, taux de récupération pièce et matière imposée, taux de récupération d'énergie, poids.

Favi *et al.* (2012) de l'Université polytechnique des Marches ont développé un outil d'aide à la décision prenant en compte la fin de vie des produits. Le développement de cet outil s'inscrit dans le cadre du projet européen G.EN.ESI (*Green ENgineering dESIng*). L'outil s'appelle LeanDfD (*'Lean Design for Disassembly'*). Il permet d'obtenir 6 indices qui mesurent la capacité des constituants d'un produit à suivre différents scénarios de fin de vie : réutilisation, remanufacturing, recyclage, incinération, enfouissement et « autre traitement ». Pour obtenir ces indices, des paramètres concernant le désassemblage du produit sont calculés préalablement, comme le temps de désassemblage manuel et son coût. Les précédences de désassemblage sont aussi déterminées, ce qui permet *a posteriori* d'obtenir différentes séquences de désassemblage. La Figure 23 montre le cadre de la méthode.

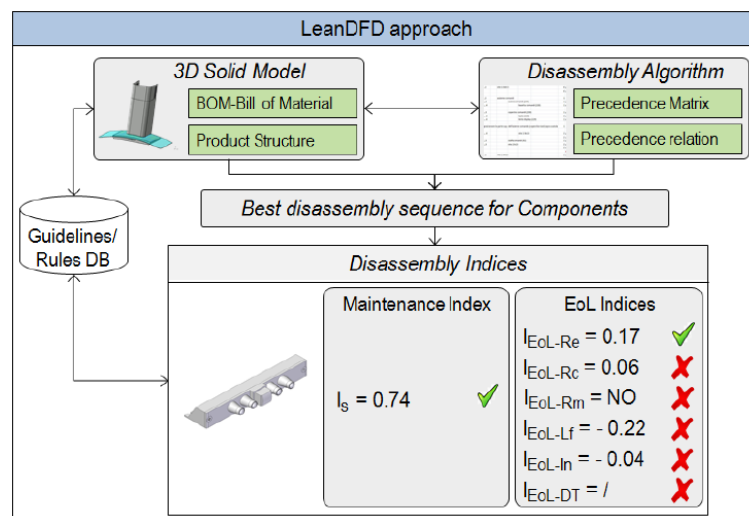


Figure 23. Cadre de la méthode LeanDfD (Favi *et al.*, 2012).

Tchertchian *et al.* (2013) de l'Institut Supérieur de Mécanique (SUPMECA) à Toulon ont développé une méthode appelée MGE (*'Modular Grouping Explorer'*) qui vise à grouper les composants en modules remanufacturables ou recyclables. Les composants sont caractérisés en fonction de leurs propriétés environnementales et économiques, ce qui permet une première classification de modules potentiellement remanufacturables et recyclables. Ensuite les modules sont réorganisés en fonction de leur fiabilité, leur obsolescence et leur homogénéité au niveau des matériaux. Le but de cette approche est de réorganiser les architectures classiques vers des architectures modulaires permettant une valorisation en fin de vie plus industrialisée. La Figure 24 montre le positionnement de la méthode par rapport au niveau de modifications à réaliser sur le produit.

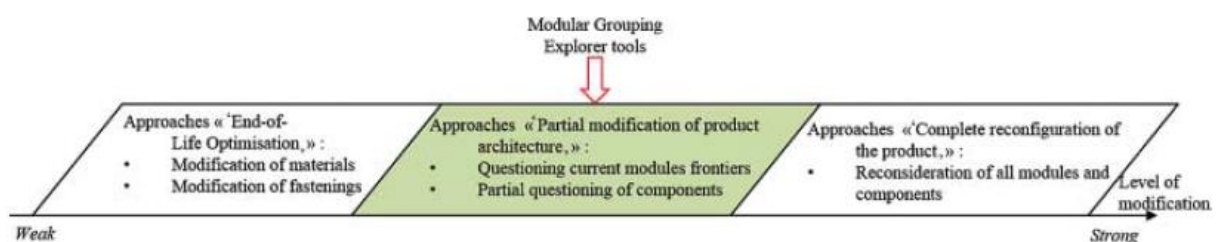


Figure 24. Positionnement de la méthode MGE (Tchertchian *et al.*, 2013).

Le Tableau 4 montre une comparaison des méthodes globales de conception pour la fin de vie. Tous les outils considèrent qu'il existe différents scénarios ou stratégies de fin de vie. Parfois ces scénarios sont choisis par le concepteur (IREDA), d'autres fois ils sont obtenus avec la méthode (LeanDfD, MGE). Chaque méthode propose des résultats plus au moins similaires (taux de valorisation, scénarios de fin de vie le plus adaptés, temps et coût de désassemblage, modules pour grouper les composants) et prennent en compte des critères techniques, économiques et environnementaux. Ces méthodes sont plus complètes et globales que celles précédemment identifiées. Elles considèrent non seulement un grand nombre de facteurs internes mais également de facteurs externes à la conception de produits. Nous remarquons aussi qu'elles s'adaptent petit à petit aux pratiques réelles de valorisation en intégrant potentiellement les performances des filières de valorisation de déchets.

Tableau 4. Comparaison des méthodes globales de conception pour la fin de vie.

	IREDA, Xing <i>et al.</i> (2003)	ELSEM, Remery <i>et al.</i> (2011)	LeanDfD, Favi <i>et al.</i> (2012)	MGE, Tchertchian <i>et al.</i> (2013)
Phase de conception concernée	Premières étapes	Conception préliminaire	Conception détaillée	Conception conceptuelle
Scénarios de fin de vie considérés	Réutilisation, remanufacturing, recyclage, incinération. Choisis par le concepteur	Réutilisation, remanufacturing, recyclage avec ou sans désassemblage, incinération, mise en décharge	Réutilisation, remanufacturing, recyclage, incinération, enfouissement. Obtenus avec la méthode	Remanufacturing, recyclage, autre. Obtenus avec la méthode
Critères pris en compte	Fonctionnalité, usure, cycle de vie technologique	15 critères géométriques, économiques et environnementaux pondérés	15 critères géométriques, économiques et environnementaux	Fiabilité, obsolescence, homogénéité. Critères économ. et environ.
Processus considérés	Désassemblage manuel, broyage	Désassemblage manuel, broyage	Désassemblage manuel	Désassemblage manuel
Résultats obtenus	Conception séquentielle des alternatives. Taux de réutilisation, recyclabilité et enfouissement	Scénario de fin de vie le plus adapté pour un produit	Scénario de fin de vie adapté pour le produit. Temps, coût et séquence de désassemblage	Modules remanufacturables ou recyclages. Temps, coût et séquence de désassemblage
Prise en compte filières de recyclage	Non	Indirectement	Indirectement	Indirectement

2.5 Limites des méthodes de conception pour la valorisation des produits en fin de vie

Nous avons vu dans les sections précédentes qu'il existe des nombreuses méthodes et outils de conception pour la fin de vie. Leur classification, description et comparaison nous ont permis d'identifier leurs limites et les raisons pour lesquelles les concepteurs ne les utilisent pas dans la pratique.

Même si l'on voit que les recommandations présentées dans la section 2.1 sont de plus en plus focalisées sur des produits et des processus précis, elles restent pour la plupart d'entre elles très générales. Avec cela nous voulons dire qu'elles ne sont pas assez précises en ce qui concerne les choix de conception à faire. Les règles sont difficilement vérifiables. Une autre limite que nous trouvons est le manque de classement par ordre de priorité. Ceci peut être dû au fait qu'il n'existe pas de lien entre les règles de conception et les indicateurs liés à la valorisation (taux de recyclabilité, coût de traitement, temps de désassemblage, etc.), ce qui permettrait de savoir quelles règles ont une influence plus importante sur un indicateur choisi. Nous trouvons également que les règles sont assez subjectives car elles ne sont pas issues d'études qui permettent de corroborer avec des données empiriques les choix réalisés.

Concernant les méthodes d'évaluation du désassemblage et de la recyclabilité (sections 2.2 et 2.3), nous trouvons que les résultats qu'elles fournissent ne sont pas toujours proches de la réalité de la

filière DEEE. Par exemple, la plupart de méthodes d'évaluation du désassemblage considèrent que dans le désassemblage réalisé sera manuel et non destructif, ce qui ne correspond pas vraiment aux pratiques du terrain, souvent destructives. Certaines méthodes ne prennent en compte que de facteurs internes à la conception et non externes, ne montrant pas ce qui se passe sur le terrain. Aussi, les résultats de ces méthodes sont souvent très génériques. Elles considèrent que tous les produits vont être traités de la même façon. Elles prennent en compte uniquement certains processus de prétraitement (notamment le désassemblage manuel) ou certaines stratégies de fin vie (essentiellement le recyclage). Pourtant, comme vu dans la section 4.2.2 du chapitre 1, il existe une grande diversité de processus de prétraitement et de stratégies de fin de vie.

Nous trouvons que les résultats fournis par les méthodes globales de conception présentées dans la section 2.4 sont souvent intangibles et difficiles à comprendre par les concepteurs. Ces méthodes peuvent être utiles pour prendre des décisions stratégiques ou pour changer de modèles économiques (en encourageant la réutilisation ou le remanufacturing par exemple), mais la plupart d'entre elles ne montre pas de lien direct avec les paramètres de conception de produit (matériaux, assemblages, structure). Par conséquent, les concepteurs ne savent pas quoi faire avec les résultats obtenus. Nous pensons également que les concepteurs n'utilisent pas ce type de méthodes car elles sont couteuses en temps.

De façon générale, les méthodes présentées dans les sections précédentes ne permettent pas d'augmenter le niveau de connaissances sur le traitement de DEEE au sein de ses filières de valorisation. Les industriels ne savent pas exactement ce que leurs produits deviendront en fin de vie ni comment ils vont réagir aux processus de valorisation (Bakker *et al.*, 2014). Pourtant, la littérature mentionne à des nombreuses reprises l'importance d'avoir des connaissances sur l'activité des opérateurs de traitement afin de diminuer les impacts environnementaux liés à la prévention et à la valorisation de déchets (Eriksen, 2008; Kriwet *et al.*, 1995; Rose *et al.*, 1999).

Il faudrait donc avant tout rendre disponibles et facilement accessibles aux concepteurs les connaissances sur le traitement en fin de vie des produits. Pour ce faire, nous considérons qu'il s'avère nécessaire d'intégrer un modèle d'opérateurs de traitement de la filière DEEE dans les méthodes d'éco-conception. Un tel modèle permettra dans un premier temps d'avoir une vue d'ensemble des opérateurs de la filière. Dans un deuxième temps, ce modèle servirait de base pour obtenir des données qui supporteront le développement de règles et indicateurs d'aide à la conception précis et spécifiques à chaque type d'opérateur.

Dans la section suivante nous présentons un état de l'art relatif aux modélisations existantes d'opérateurs de traitement de la filière DEEE.

3. Modèles d'opérateurs de traitement la filière DEEE

Tout d'abord nous tenons à donner une définition de ce que nous entendons par *modèle d'opérateurs de traitement*. Il s'agit d'une représentation simplifiée du fonctionnement des opérateurs de la filière DEEE qui permet de mieux comprendre pourquoi et comment les opérateurs de traitement réalisent leurs activités.

Dans la section précédente nous avons constaté qu'il n'y a pas de modèles d'opérateurs intégrés dans les méthodologies d'éco-conception. Cependant, certains modèles des opérateurs de traitement ont été développés par certaines organisations à d'autres fins. Ils sont analysés dans la section 3.1. Une discussion relative aux enseignements à en tirer de ces analyses est montrée dans la section 3.2.

3.1 Analyse des modèles existants

3.1.1 Inventaire des sites de traitement de DEEE (ADEME)

Le premier modèle que nous avons identifié est celui proposé par l'ADEME dans ses inventaires des centres de traitement des DEEE. C'est un outil complémentaire au registre DEEE de l'ADEME qui *permet d'avoir une vision sur l'ensemble des DEEE ménagers et professionnels traités en France* (ADEME, 2014b). En effet, les déclarations auprès du registre DEEE se font à travers les éco-organismes. Pourtant, il existe des sites de traitement DEEE (ménagers assimilés ou professionnels) qui n'ont pas de contrat avec un éco-organisme. Cela implique que certaines quantités de DEEE traitées ne sont pas déclarées. Afin de rassembler des informations concernant la totalité des opérateurs traitant des DEEE, l'ADEME effectue des inventaires. Pour cela l'ADEME envoie un questionnaire à tous les centres de traitement actifs pour une année donnée. Il existe des rapports concernant les centres opérationnels pour les années 2001, 2004, 2006, 2010 et 2012 (ADEME, 2014b).

Nous avons analysé le dernier inventaire publié en 2014, qui porte sur les centres de traitement opérationnels de l'année 2012. Cette année, 196 opérateurs de traitement étaient recensés. De ces 196 opérateurs, 169 ont répondu à l'enquête sur le traitement des DEEE, soient 86 % des sites.

Les questions formulées concernant les activités de traitement des DEEE sont montrées dans la section 4 du questionnaire (voir une copie du questionnaire en Annexe 2). Les premières questions portent sur la capacité théorique de traitement des DEEE et sur la quantité réelle de DEEE traités (questions 4.a. et 4.b.). Ensuite le formulaire présente les questions 4.c. concernant le type de DEEE (ménager ou professionnel) et le type de collecte (provenant des éco-organismes, d'autres sites de traitement ou autres collecteurs et particuliers). La dernière section 4.d. porte sur la quantité traitée par flux de déchets et par mode de traitement²².

Les données collectées permettent à l'ADEME de chiffrer plusieurs aspects concernant les activités de traitement des opérateurs. Par exemple, la Figure 25 montre la répartition, en nombre de sites et en tonnage, des différents modes de traitement. D'autres graphiques, tableaux et cartes sont montrés dans l'inventaire, comme le nombre d'installations inventoriées par flux traités (tableau), la répartition du nombre de sites ou du tonnage des activités de réutilisation, le démantèlement et le traitement mécanisé par type de flux ou par origine (graphiques) ou les sites inventoriés sur les différents modes de traitement par type de flux traité (cartes).

Nous n'allons pas rentrer dans le détail de toutes les données qui figurent dans l'inventaire. Mais il est intéressant de remarquer que, en moyenne, chaque site réalise 1,4 activité et traite 2,1 flux de déchets. Cela veut dire que chaque opérateur réalise un ou plusieurs modes de traitement (réutilisation, démantèlement manuel, traitement mécanisé...) appliqués à un ou à plusieurs flux de déchets (GEM F, GEM HF, PAM, Ecrans...). Par contre, l'inventaire ne donne pas de détail sur les modes de traitement et flux de déchets traités par opérateur.

3.1.2 Installations de DEEE en Île-de-France (ORDIF)

L'ORDIF (Observatoire Régional des Déchets d'Île-de-France) a publié en 2014 une étude appelée *Installations de DEEE en Île-de-France* qui avait comme but d'actualiser les connaissances sur les acteurs de DEEE franciliens (ORDIF, 2014). Il s'agit d'une analyse menée simultanément à l'inventaire réalisé par l'ADEME présenté dans la section précédente. Néanmoins, nous trouvons que cette étude est plus complète car les données collectées sont plus détaillées et minutieuses.

²² Ce que l'ADEME appelle *mode de traitement* dans le questionnaire (et *type d'activité* ou *activité de traitement* dans l'inventaire) est à notre avis un mélange de processus de traitement et de stratégies de valorisation (voir définitions dans la section 4.2.2 du chapitre 1).

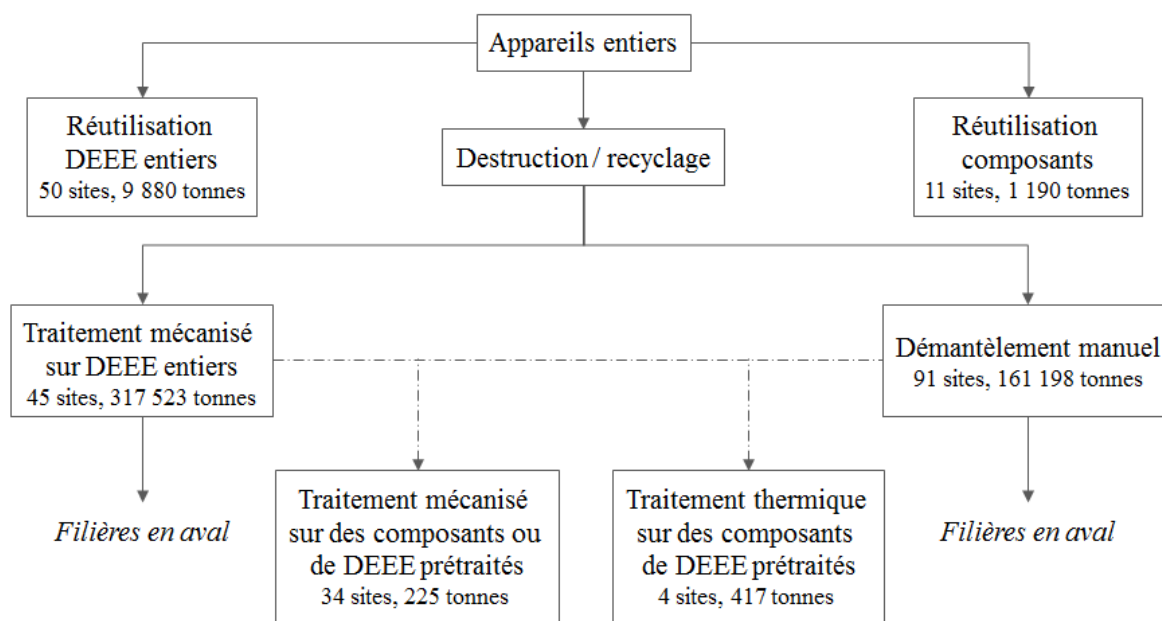


Figure 25. Répartition des tonnages et de centres de traitement inventoriées par type d'activité, modifiée de (ADEME, 2014b).

Comme pour l'inventaire de l'ADEME, un questionnaire a été envoyé aux centres franciliens recevant des DEEE (voir le questionnaire en Annexe 3). La première différence notable que nous avons identifiée est que les opérateurs doivent remplir différentes parties du questionnaire en fonction des activités qu'ils réalisent : (1) transit/regroupement, (2) réemploi, (3) réutilisation ou (4) traitement.

Cependant, dans cette étude, la distinction entre réemploi (don de matériels) et réutilisation (de déchets) a difficilement pu être établie par les exploitants. En raison d'un manque de précision sur la frontière entre ces deux activités relativement proches, les structures réalisant l'une de ces deux activités seront rassemblées sous le terme générique de « Remise en état ».

Si l'on regarde la partie relative au traitement²³ (questions 12 à 16 du questionnaire) nous observons que les informations concernant la collecte sont spécifiques à chaque flux de déchet. De plus, il n'y a pas de différence entre traitement mécanisé sur des DEEE entiers ou sur des DEEE prétraités. D'autre part, des informations précises sur la destination des fractions sortantes doivent être renseignées.

La Figure 26 montre la répartition du tonnage traité et remis en état par flux et par origine (ménager ou professionnel). Nous pouvons remarquer deux autres différences par rapport à l'inventaire de l'ADEME. La première est qu'un nouveau flux de déchets a été identifié. Il s'agit du matériel informatique provenant des professionnels, donc une combinaison de PAM et écrans. Ceci est dû à l'existence de 17 structures ne traitant que ce type de matériel (ordinateurs fixes/portables, unités centrales et écrans, imprimantes, claviers, souris, etc.). La deuxième différence est l'utilisation du terme générique de *Remise en état* à la place du réemploi (don de matériels) et de la réutilisation (de déchets). En effet, l'analyse des données a révélé la difficulté d'établir la distinction entre ces deux stratégies de prévention et valorisation. C'est pourquoi les opérateurs réalisant l'une de ces deux activités ont été rassemblés sous le terme générique de *Remise en état*.

²³ Le traitement est défini comme toute opération physique sur les équipements, entraînant la destruction de leurs fonctionnalités (ORDIF, 2014).

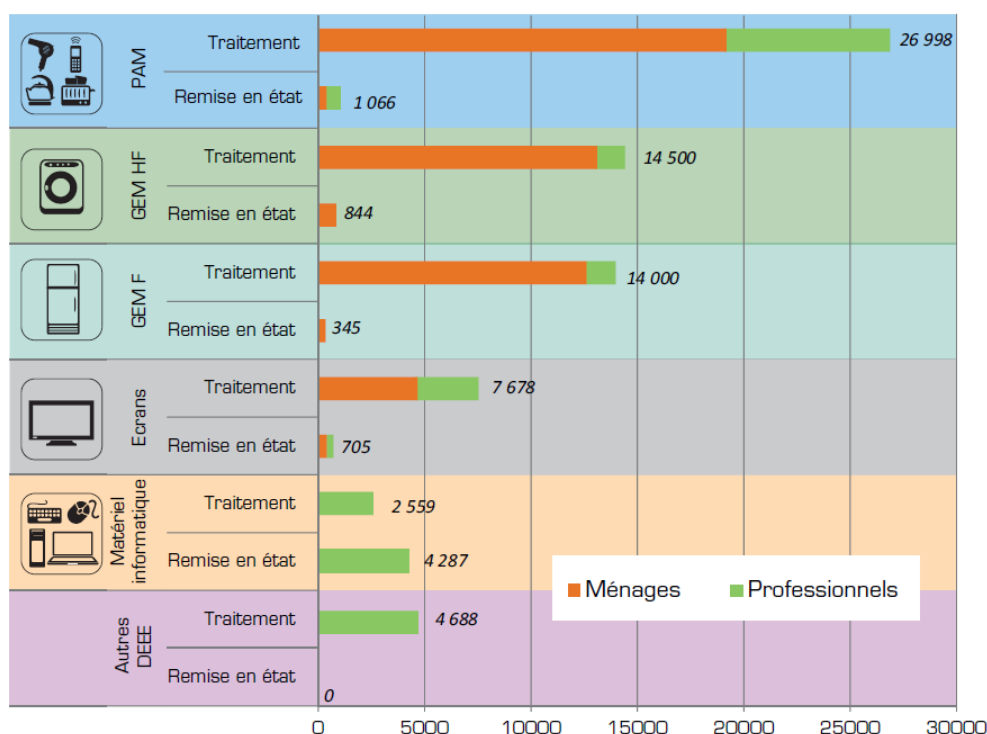


Figure 26. Répartition du tonnage traité et remis en état par flux et par origine des DEEE en Ile-de-France (ORDIF, 2014).

3.1.3 Opérateurs de traitement WEEELABEX

Nous trouvons un troisième modèle dans la classification des opérateurs de traitement proposée par WEEELABEX (*WEEE LABEL of Excellence*). Le projet WEEELABEX, mené par WEEE Forum²⁴, vise à concevoir, d'une part, un ensemble de normes européennes (EN 50625) sur la collecte, le transport et le traitement, comme nous l'avons montré dans la section 4.1 du chapitre 1.30 D'autre part, le projet a stipulé un ensemble de procédures (audits) qui garantissent la vérification de la conformité des opérateurs de la filière par rapport aux normes. Ces audits permettent aux centres traitant de DEEE de devenir des opérateurs de traitement WEEELABEX certifiés.

Il existe différents types d'audits en fonction du type d'opérateur. Les types d'opérateurs sont décrits dans le document *B02 Eligibility of Treatment Operators* (WEEELABEX, 2015). Dans ce document nous observons que les opérateurs sont classés en fonction de deux variables : le type de flux et le type de traitement (voir Figure 27). Les flux de déchets sont : (A) GEM HF, (B) PAM, (C) GEM F, (D) écrans à tubes cathodiques, (E) écrans plats et (F) lampes à décharge. WEEELABEX identifie 5 types de traitement différents : (type 0) cannibalisation manuelle, (type 1) désassemblage manuel, (type 2) traitement mécanisé, (type 3) traitement mécanisé avancé et (type 4) post-traitement. Pourtant, seulement les types 1, 2 et 3 sont des traitements éligibles pour les audits. Les opérateurs réalisant des opérations de réutilisation (processus type 0) ne peuvent donc pas disposer de la conformité WEEELABEX.

²⁴ WEEE Forum est une association à but non lucratif fondée en avril 2002, précédant l'entrée en vigueur de la directive DEEE 2002/96/EC, et constituée d'une trentaine d'éco-organismes européens.

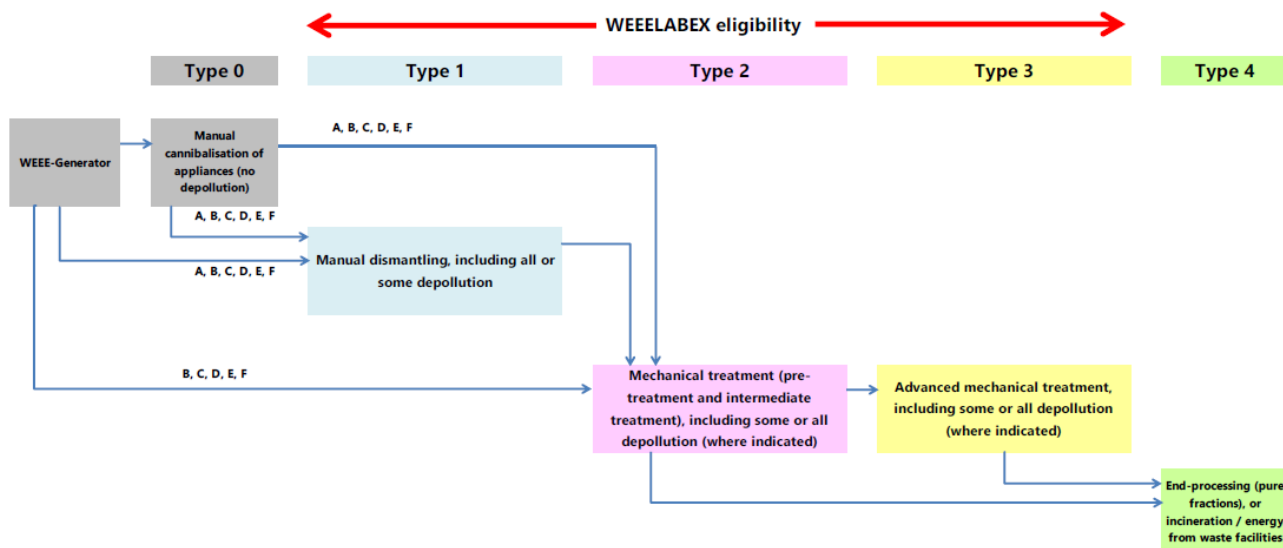


Figure 27. Eligible WEEELABEX treatment types (WEEELABEX, 2015).

Le même document *B02 Eligibility of Treatment Operators* présente une description schématisée détaillée des activités réalisées pour chaque type de traitement par flux de déchet. Par exemple, la Figure 28 montre les différentes opérations réalisées par les 3 types de processus de traitement éligibles pour les écrans plats.

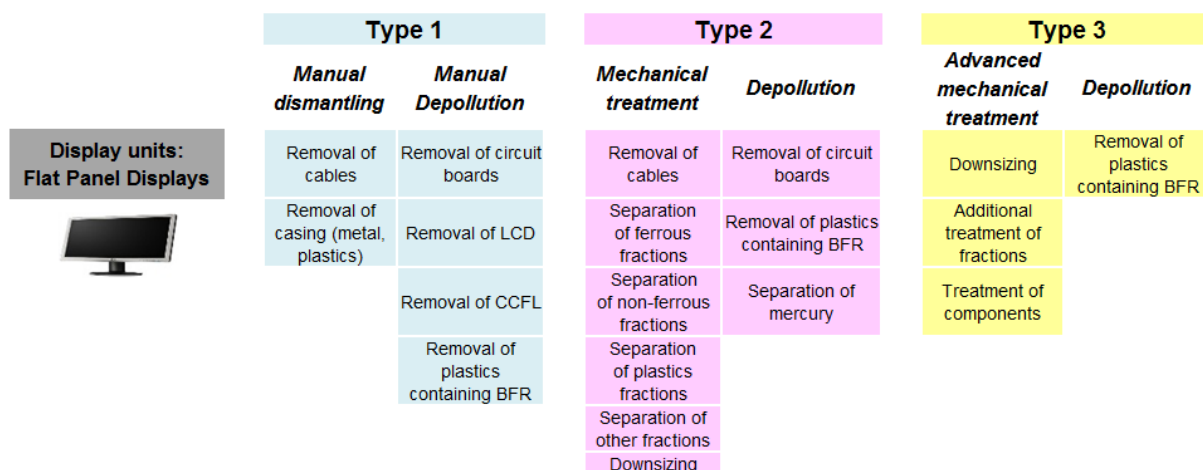


Figure 28. Description schématisée des opérations réalisées dans chaque type de processus de traitement éligible des écrans plats (WEEELABEX, 2015).

3.1.4 Projet BDFI (Base de Données sur les Filières)

Le projet BDFI (Base de Données sur les Filières) est un projet qui a été financé par l'ADEME et piloté par l'ENSAM de Chambéry entre les années 2010 et 2014 (Cluster CRÉER, 2014; Huteau, 2015). Le projet vise à mettre en place une base de données de capitalisation des informations techniques, économiques, environnementales et organisationnelles sur les différents acteurs des filières de recyclage (voir Figure 29). Le projet actuel se limite à l'étude des filières DEEE ménager et professionnel. Mais les responsables du projet affirment qu'il pourra être transposé à d'autres filières par la suite.

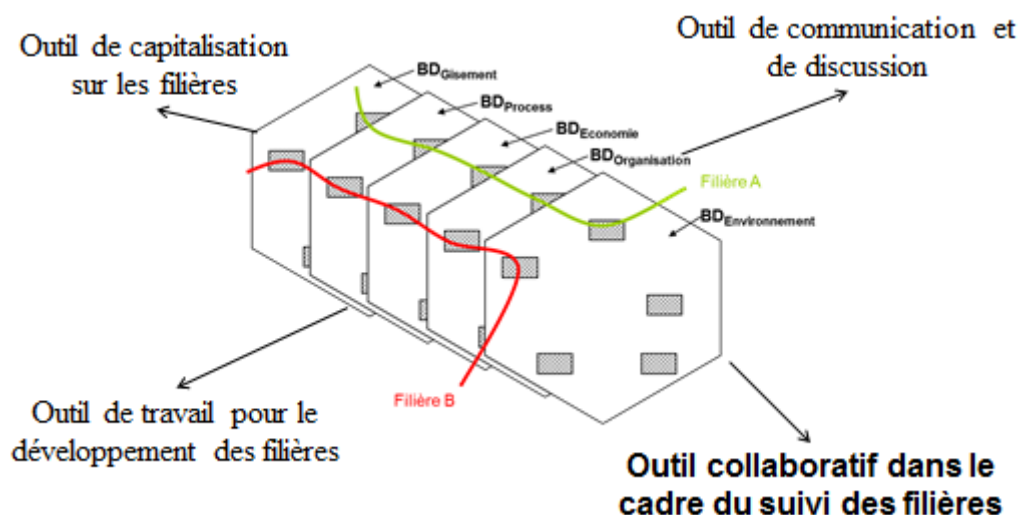


Figure 29. Caractéristiques de l'outil BDFI (Charbuillet, 2013).

Il s'agit d'une matrice de collecte des données qui existe aujourd'hui sous tableur Excel mais qui n'est pas encore mise en œuvre sous forme de plate-forme interactive (Huteau, 2015). Nous avons eu l'opportunité de tester la matrice dans le cadre du projet de recherche collaboratif *PRC1 : Etat de l'art des filières de recyclage* du Réseau EcoSD²⁵. Nous y trouvons 11 questionnaires, portant chacun un des sujets suivants : questions générales, informations environnementales, collecte, transport, dépollution-démontage, tri, broyage-déchetage, recyclage, valorisation matière, incinération et enfouissement.

Le projet ne précise pas, d'après nos connaissances, quelles sont les analyses à poursuivre une fois les données collectées.

3.2 Limites des modèles existants d'opérateurs de traitement de la filière DEEE

Comme nous l'avons mentionné au début de la section 3, aucun des modèles que nous venons de présenter a pour but d'être intégré dans le cadre d'une démarche en éco-conception. Nous remarquons qu'il y a de plus en plus d'organisations qui sont en train de capitaliser les connaissances de la filière DEEE (l'ADEME, l'ORDIF, WEEE Forum). Pourtant, il n'y a pas de retombées directes au niveau des industriels pour qu'ils puissent augmenter leur expertise sur ce qui se passe en fin de vie avec les produits qu'ils conçoivent. Dans cette section nous allons explorer dans quelle mesure les modèles actuels sont ou ne sont pas adaptés pour être intégrés dans une méthode de conception pour la fin de vie.

Le modèle présenté par l'ADEME dans son *Inventaire des sites de traitement 2012* n'est pas très clair concernant la signification des termes « modes/types de traitement ». A notre avis il s'agit d'un mélange de types de prétraitement et de stratégies de fin de vie que nous avons défini dans la section 4.2.2 du chapitre 1 et il serait souhaitable de clarifier cette partie du questionnaire (cf. Annexe 2). Nous remarquons aussi que le modèle n'est pas aussi complet qu'il pourrait l'être, alors qu'une quantité élevée de données a été collecté à travers le questionnaire. Par exemple, la capacité théorique et réelle de traitement ou l'origine spécifique de la collecte sont des données qui ne sont pas vraiment exploitées dans les analyses publiées dans le rapport. Pourtant, le lien entre ces paramètres et les différents flux et types de traitement permettrait de mieux comprendre le fonctionnement des opérateurs de

²⁵ Le Réseau EcoSD est une association dont le but principal est de favoriser les échanges entre chercheurs et industriels afin de créer et diffuser les connaissances dans le domaine de l'éco-conception. Site web : <http://www.ecosd.fr>

traitement. Le rapport présente des données moyennes sur le nombre de flux de DEEE et de types de traitements réalisés par chaque opérateur. Pourtant, nous ignorons le détail de ces chiffres, ce qui pourrait être intéressant pour repérer les similitudes et différences entre les opérateurs de traitement.

Les données collectées par l'ORDIF sur les installations de DEEE en Île-de-France sont plus minuscules et étendues que celles recueillies par l'ADEME. Il existe différentes parties du questionnaire (cf. Annexe 3) pour différentes stratégies de prévention et valorisation, à savoir : le réemploi, la réutilisation et la valorisation matière (sous le nom de « activités de traitement »). Pourtant, comme pour le modèle de l'ADEME, les analyses présentées dans le rapport ne sont pas assez poussées compte tenu de la quantité et qualité des données collectées. Ces deux modèles (ADEME et ORDIF) sont des bonnes sources de connaissances sur les opérateurs de traitement vu la quantité et la périodicité de la collecte de données. Néanmoins, vu que la finalité est de partager des informations et non de faire quelque chose de spécifique avec les données par la suite, ces modèles ne sont pas adaptés pour être utilisés tel quels en conception de produit.

Le modèle proposé par WEEELABEX est celui qui, à notre avis, aurait le plus de chances d'être intégré dans une méthode de conception pour la fin de vie. En effet, ce modèle, à la différence des autres modèles qui sont créés pour fournir des informations, est utilisé pour classer les audits de labellisation WEEELABEX. Ce modèle propose donc une classification des opérateurs de traitement en fonction de 2 variables : le flux de déchet et le type de prétraitement (dans le cadre d'une stratégie de recyclage). Nous considérons ce modèle précis car il considère différents types de traitements pour les différents flux. Par contre, afin d'être intégré dans une méthode de conception il devrait être plus complet, en incorporant d'autres stratégies de valorisation comme la réutilisation et le remanufacturing. Nous pensons également que ce modèle pourrait inclure d'autres variables qui permettraient de comprendre non seulement *comment* les produits sont traités mais aussi *pourquoi*. Nous voulons dire pas là : fournir les variables qui déterminent que certains DEEE doivent être traités par un opérateur du type 0, d'autres du type 1 et d'autres du type 2. Une dernière critique que nous faisons est que WEEE Forum ne montre pas d'où les données proviennent pour faire cette typologie, contrairement aux modèles de l'ADEME et l'ORDIF qui affichent les questionnaires de collecte de données et leurs résultats.

La base de données sur les filières (BDFI) est un outil conçu pour capitaliser toutes sortes d'informations sur les opérateurs de traitement. La matrice de collecte de données, sous forme de tableur, peut potentiellement et certainement être utile pour collecter les données qui permettront de créer un modèle d'opérateurs intégrable en conception. Mais comme le projet n'est pas encore mis en œuvre, il ne nous est pas possible d'identifier les paramètres qui pourraient être utilisés pour la création d'un tel modèle.

4. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons examiné les méthodes de conception pour la fin de vie afin de comprendre ce qui freine leur utilisation et l'intégration efficace de contraintes liées à la valorisation de DEEE. Nous sommes arrivés à la conclusion que le principal obstacle est que les méthodes ne permettent pas de gagner en expertise. En d'autres termes, les méthodes ne permettent pas d'augmenter les connaissances sur *pourquoi* et *comment* les différents processus de valorisation sont réalisés sur les produits à concevoir.

Un modèle d'opérateurs de traitement intégré dans les méthodes de conception pour la fin de vie permettrait de palier à ce problème en rendant les connaissances sur l'activité des opérateurs facilement accessibles. Nous avons analysé différents modèles qui ont été créés à d'autres fins que la conception de produit. Ils permettent d'avoir une idée juste du fonctionnement des opérateurs de traitement de la filière, mais ne sont pas assez détaillés pour être intégrés en conception. Ils sont focalisés sur

comment le traitement est réalisé : ils permettent de savoir que les différents flux de DEEE peuvent suivre différents processus et stratégies de valorisation. Pourtant, ils ne précisent pas quelles sont les raisons qui poussent les produits à être traités d'une façon ou d'une autre.

La problématique à laquelle nous sommes confrontés peut être reformulée de la façon suivante :

**Comment modéliser et intégrer l'expertise d'opérateurs de traitement
au sein des méthodes de conception pour la fin de vie afin de diminuer
l'impact environnemental lié à la valorisation des DEEE ?**

Après avoir présenté l'organisation de la filière DEEE (section 4.2 du chapitre 1) et analysé les modèles d'opérateurs existants (section 3.1 du chapitre 2), nos connaissances sur les activités des opérateurs de traitement ne permettent pas d'identifier les facteurs à prendre en compte pour développer un modèle complet d'opérateurs. C'est pourquoi une meilleure compréhension des opérateurs de la filière DEEE est nécessaire.

Dans le chapitre suivant nous expliciterons notre positionnement scientifique. Nous mettrons en avant les verrous scientifiques à lever et la démarche de recherche à poursuivre pour développer un tel modèle d'opérateurs utilisable en conception.

CHAPITRE 3. POSITIONNEMENT SCIENTIFIQUE DE LA THESE

« *The secret of change is to focus all of your energy, not on fighting the old, but on building the new* »

Dan Millman

1. Problématique de recherche

L'état de l'art présenté dans le chapitre précédent nous a permis de relever un certain nombre de limites liées à l'intégration de contraintes de valorisation des DEEE dans les méthodes de conception pour la fin de vie. Dans cette section, nous présentons une synthèse de ces limites, ce qui nous permettra par la suite de formuler nos hypothèses de recherches. Ensuite, une description de ce que nous considérons être une méthode de conception idéale est présentée. Cette section termine par le bilan des objectifs et des questions de recherche spécifiques.

1.1 Synthèse des limites avérées issues de l'état de l'art

Le Tableau 5 et le Tableau 6 exposent une liste des limites issues de l'analyse des méthodes de conception et des modèles d'opérateurs de traitement, pour lesquelles nous allons proposer des apports de recherche.

Tableau 5. Synthèse des limites avérées à l'issue de l'analyse des méthodes de conception pour la fin de vie (section 2.5 du chapitre 2).

Limites avérées	Détail
1 Règles difficilement vérifiables	Les règles ne sont pas assez précises en ce qui concerne les choix de conception à faire. On manque de préconisations précises et concrètes.
2 Règles non hiérarchisées	Manque de classement par ordre de priorité. Ceci peut être dû à l'absence de lien entre les règles de conception et les indicateurs de valorisation (taux de recyclabilité, coût de traitement, temps de désassemblage, etc.).
3 Règles non objectives	Les règles sont assez subjectives car elles ne sont pas issues d'études qui permettent de corroborer avec des données empiriques les choix réalisés.
4 Méthodes très théoriques	Les résultats que les méthodes fournissent ne sont pas toujours proches de la réalité de la filière DEEE. Manque de prise en compte de la réalité du terrain.
5 Méthodes très générales.	Les méthodes considèrent que tous les produits vont être traités de la même façon. Elles prennent en compte uniquement certains processus de prétraitement ou certaines stratégies de fin de vie.

Tableau 6. Synthèse des limites avérées à l'issue de l'analyse des modèles d'opérateurs (section 3.2 du chapitre 2).

	Limites avérées	Détail
6	Manque de clarté	Le modèle présenté par l'ADEME n'est pas très clair concernant la signification des termes « modes/types de traitement ».
7	Pas assez complets	D'un côté, les modèles de l'ADEME et de l'ORDIF ne sont pas aussi complets qu'ils pourraient l'être, alors que des quantités élevées de données ont été collectées à travers leurs questionnaires. D'un autre côté, le modèle WEEELABEX pourrait être plus complet en incorporant d'autres stratégies de fin de vie que le recyclage, comme la réutilisation ou le remanufacturing.
8	Manque d'explications	Le lien entre les différents paramètres collectés dans les questionnaires permettrait de mieux comprendre le fonctionnement des opérateurs de traitement. Les modèles ne permettent pas de comprendre quelles sont les raisons qui conduisent les produits à être traités d'une façon ou d'une autre.
9	Pas assez détaillés	Certains résultats ne sont pas assez détaillés, ce qui pourrait être intéressant pour repérer les similitudes et différences entre les opérateurs de traitement.
10	Sources non précisées	Le modèle WEEELABEX ne montre pas d'où les données proviennent pour faire la typologie d'opérateurs de traitement.

1.2 Hypothèses de recherche

Nous avons analysé la liste des limites avérées présentées dans la section précédente, ce qui nous a permis de formuler les hypothèses de recherche qui guideront nos travaux.

Les limites avérées 1, 2 et 3 font référence aux règles d'aide à la conception. Afin de développer des règles de conception facilement vérifiables, hiérarchisées et objectives il faut des données empiriques qui soutiennent leur développement. En analysant les activités menées par les opérateurs de traitement d'une façon systémique et détaillée il sera possible d'obtenir des telles données, qui seront facilement reproductibles. Il sera par conséquent possible de faire le lien entre les indicateurs de valorisation obtenus et les règles de conception développées à l'issue de ces analyses. Nous avons donc formulé notre première hypothèse comme :

Une méthode d'analyse systémique et détaillée des activités de traitement de DEEE favorise l'obtention des indicateurs de valorisation qui soutiennent le développement de règles de conception facilement vérifiables, hiérarchisées et objectives.

Les limites avérées 4 et 5 concernent l'ensemble de méthodes de conception pour la fin de vie. Nous considérons décisif/clé que les méthodes sortent d'une approche mono-stratégie et mono-processus pour donner un éventail de possibilités de valorisation, ce qui correspond à la réalité du terrain. Ces constats nous ont amené à poser notre deuxième hypothèse de recherche :

L'inclusion de l'ensemble des stratégies de valorisation et processus de traitement dans les méthodes de conception pour la fin de vie permet d'obtenir des résultats plus proches de la réalité du terrain.

Les limites 6-10, sur les modèles d'opérateurs, nous permettent d'identifier les critères en prendre en compte pour développer un modèle intégrable en conception. Un tel modèle doit être clair, complet et détaillé, ce qui permet de mieux comprendre l'expertise liée aux opérateurs de traitement. Ces réflexions nous conduisent à poser notre troisième et dernière hypothèse de recherche :

Un modèle d'opérateurs de traitement de la filière DEEE qui montre non seulement comment le traitement est réalisé mais aussi pourquoi les produits sont traités d'une façon ou d'une autre facilite l'intégration efficace des besoins des opérateurs en conception de produit.

Dans la sous-section suivante nous présentons ce que nous considérons être une méthode de conception idéale permettant de répondre à nos questions de recherche générales.

1.3 Méthode de conception idéale

Les problématiques soulevées par les analyses du contexte et de l'état de l'art étaient les suivantes :

Question de recherche générale (voir conclusion du chapitre 1) :

**Comment permettre aux concepteurs d'intégrer réellement et efficacement
les besoins des opérateurs de traitement de DEEE afin d'optimiser la
valorisation en fin de vie de ce type de déchets ?**

Question de recherche générale reformulée (voir conclusion du chapitre 2) :

**Comment modéliser et intégrer l'expertise d'opérateurs de traitement
au sein des méthodes de conception pour la fin de vie afin de diminuer
l'impact environnemental lié à la valorisation des DEEE ?**

Dans la situation idéale que nous avons imaginée, les concepteurs disposeraient d'un outil d'aide à la conception pour la fin de vie avec lequel ils pourraient mesurer la capacité des EEE à être valorisés selon les différents types d'opérateurs de traitement de DEEE. Avec cet outil les concepteurs obtiendraient des règles de conception ('*guidelines*') spécifiques à chaque type de produit et contextualisés à chaque type d'opérateur. Les règles seraient classées des plus importantes aux moins importantes et seraient associées à des indicateurs pour mesurer l'effet de leur application. Ces indicateurs seraient de type économique (comme le coût du traitement), technique (comme le temps ou la facilité de désassemblage) ou environnemental (comme le taux de valorisation, la quantité de composants dangereux, de matière premières critiques, etc.). Les types d'indicateurs varieraient d'un opérateur à l'autre, en fonction de leurs besoins et de ce qui est le plus pertinent afin de diminuer l'impact environnemental des produits. La Figure 30 montre un aperçu de cette méthode de conception pour la fin de vie idéale.

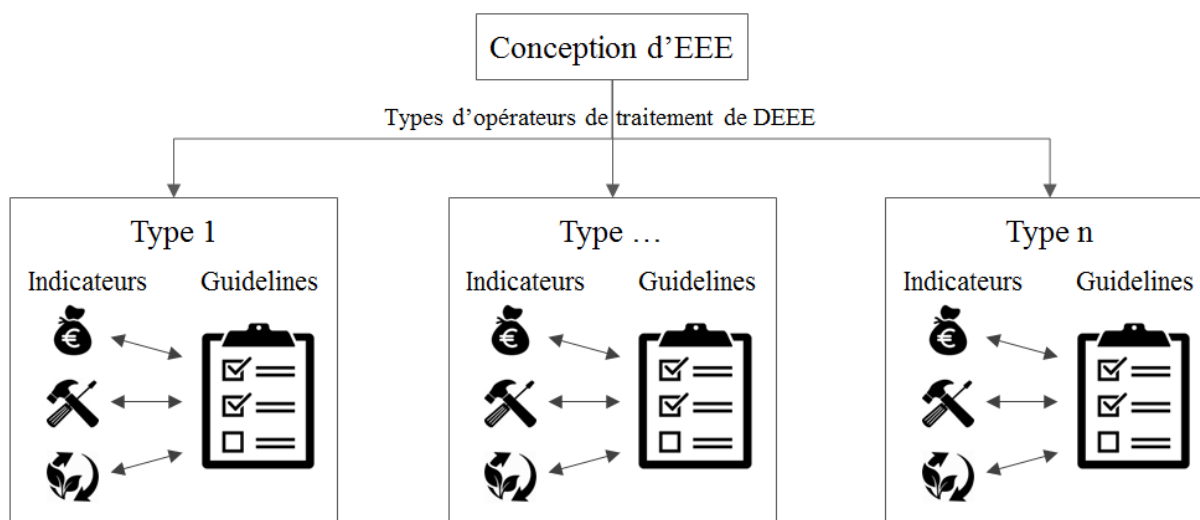


Figure 30. Schéma de fonctionnement simplifié de la méthode de conception idéale.

1.4 Objectifs et questions de recherche spécifiques

Afin de contribuer au développement de la méthode idéale, représentée dans la section précédente, nous avons découpé notre proposition de recherche en trois objectifs spécifiques :

Objectif 1 : Etablir les bases d'une méthode de conception pour la fin de vie qui intègre la prise en compte de la diversité de stratégies de fin de vie et les pratiques de traitement de DEEE.

L'achèvement de l'objectif 1 nous permettra de valider notre deuxième hypothèse (voir section 1.2) en montrant que la conception des produits doit être adaptée en fonction des scénarios réels de fin de vie. Nous avons transformé cet objectif en une question de recherche spécifique :

Comment intégrer la diversité de stratégies de fin de vie et processus de traitement dans les méthodes de conception afin d'optimiser la valorisation de DEEE ?

Objectif 2 : Modéliser les opérateurs de traitement de la filière DEEE en les caractérisant et en les classant.

La réalisation de l'objectif 2 permettra de valider notre troisième hypothèse (voir section 1.2) et de mieux comprendre l'expertise liée aux pratiques de traitement des DEEE. Ce deuxième objectif a été transposé en deux questions de recherche spécifiques :

Quelles sont les raisons qui poussent les opérateurs à traiter les DEEE d'une façon ou d'une autre ?

Quelle est la relation entre les paramètres qui ont une influence sur la façon dont les opérateurs traitent les DEEE ?

Objectif 3 : Développer une méthode d'analyse empirique des opérations de traitement de DEEE réalisées au sein d'un type d'opérateur.

Avec une méthode d'analyse des opérations de traitement de DEEE nous pourrions valider notre première hypothèse (voir section 1.2). Cela nous permettra d'obtenir des données de terrain qui, d'un côté, soutiennent le développement de règles de conception concrètes et, d'un autre côté, permettent de faire le lien entre les règles et les indicateurs économiques, techniques et environnementaux. Nous avons transformé cet objectif en une question de recherche spécifique :

Comment obtenir des informations sur les opérations de traitement utiles pour la conception de produits afin d'améliorer la valorisation de DEEE ?

Dans la section suivante nous présentons l'approche méthodologique qui nous permet de répondre à nos questions de recherche spécifiques.

2. Méthodologie de recherche

Nous avons choisi de suivre la méthodologie de recherche DRM (*'Design Research Methodology'*), développée par Blessing et Chakrabarti (2009). Nous avons constaté l'intérêt d'appliquer cette méthodologie au cours de la 15th *Summer School on Engineering Design Research*. La DRM a comme but d'aider la recherche en conception à devenir plus efficace et efficiente. Les objectifs spécifiques de la DRM sont, entre autres, de fournir un cadre pour la recherche en conception, permettre une variété d'approches de recherche et encourager la réflexion sur les approches appliquées (Blessing and Chakrabarti, 2009).

La DRM propose un cadre de recherche composé de 4 étapes (voir Figure 31). Ces étapes sont :

1. *Clarification de la recherche* ou *positionnement* : Le but de cette étape est de formuler un objectif de recherche réaliste et utile. Pour cela un état de l'art est réalisé, ce qui permet d'identifier les limites de la situation existante, de formuler des hypothèses et des questions de recherches pertinentes ainsi que de décrire la situation existante souhaitée.
2. *Etude descriptive I* : L'étude descriptive I a comme but d'affiner la compréhension de la situation existante. Cela peut être réalisé avec une étude de la littérature approfondie. Pourtant, quand la littérature ne fournit pas d'éléments suffisants, des études empiriques sont réalisées afin d'affiner la compréhension du phénomène en question.
3. *Etude normative* ou *prescription* : L'étude normative consiste à développer le support nécessaire qui servira à améliorer la situation existante. Pour cela il faut d'abord créer un modèle théorique qui servira de base au développement d'un outil informatique. Une évaluation préliminaire du support est réalisée afin de montrer qu'il a été conçu correctement.
4. *Etude descriptive II* : La dernière étape a pour but d'étudier l'impact du support développé dans l'étape 3 et sa capacité à réaliser la situation souhaitée. Pour cela deux études empiriques sont nécessaires. La première est réalisée afin d'évaluer l'applicabilité du support tandis que la deuxième est utilisée pour évaluer son utilité.

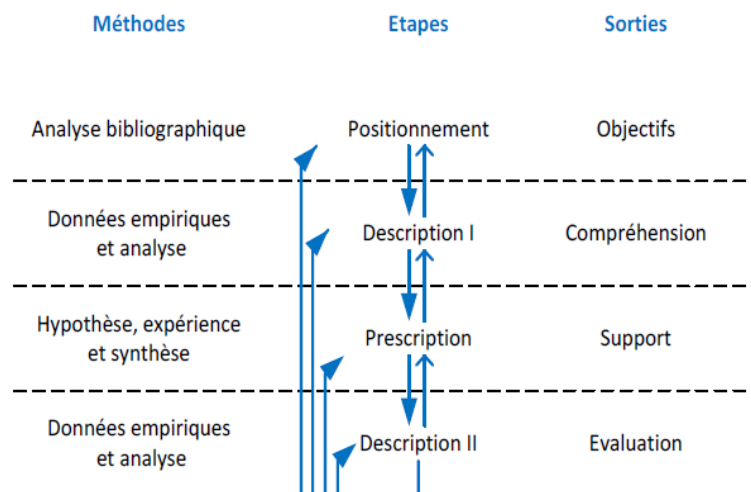


Figure 31. Cadre de la DRM (Blessing and Chakrabarti, 2009; Lahonde, 2010).

Dans leur livre, Blessing et Chakrabarti insistent sur le fait que chaque recherche ne requiert pas l'inclusion de toutes les étapes, ou d'entreprendre chaque étape avec le même niveau de détails (Blessing and Chakrabarti, 2009). Il existe donc différents types de recherche en fonction des objectifs du projet, du temps disponible et du nombre de personnes qui s'y consacrent. Si la finalité du processus de recherche est de développer une méthode, on réalise au moins les étapes 1, 2 et 3. Si, en revanche, l'objet de la recherche est de décrire en profondeur une situation existante pour laquelle la littérature n'apporte pas de connaissances suffisantes, alors les étapes 1 et 2 sont réalisées (Ruiz-Dominguez, 2005).

Afin de répondre aux questions de recherche posées dans la section précédente, nous nous sommes appuyés sur quatre axes de recherche. Chaque axe repose sur une méthodologie de recherche spécifique et a donné lieu à des résultats différents. Ils sont décrits dans les sous-sections suivantes.

2.1 Axe 1 : proposition d'une méthode de conception pour la fin de vie

Le premier axe de recherche traité dans ces travaux a été celui des méthodes d'aide à la conception pour la fin de vie. Comme montré dans l'état de l'art (chapitre 2), les méthodes existantes ne considèrent pas la diversité des scénarios de fin de vie qu'un EEE peut suivre en fin de vie. C'est pourquoi notre première contribution a été la proposition d'une nouvelle méthode de conception pour la fin de vie qui intègre la possibilité d'avoir différents scénarios de prétraitement. La Figure 32 expose la question de recherche, la méthodologie et le résultat obtenu dans cette première partie de nos travaux.

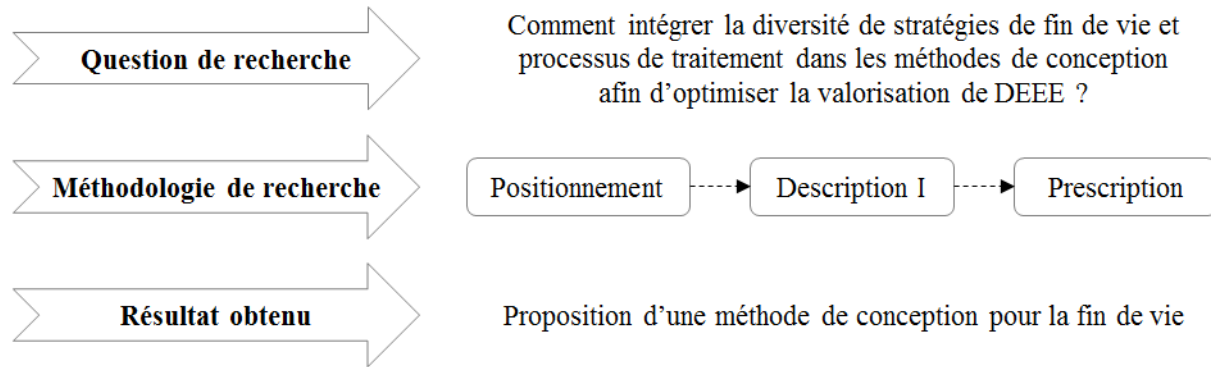


Figure 32. Question de recherche, méthodologie et résultat obtenu pour l'axe de recherche 1.

Comme nous le montrons, la méthodologie de recherche appliquée a été basée sur les étapes 1, 2 et 3 de la DRM. Les étapes 1 et 2 sont basées sur l'analyse de la littérature (montrée dans le chapitre 2), tandis que l'étape 3, le développement du support, a été le cœur de cette partie de nos recherches.

Nous avons travaillé avec le CETIM²⁶ afin de développer et tester une méthode qu'ils avaient commencé à élaborer. Celle-ci se focalise sur l'amélioration de l'étape de prétraitement des filières de valorisation, et plus concrètement l'étape de désassemblage lorsque celle-ci est réalisée. La méthode est composée de deux grandes phases. La première consiste à évaluer l'assemblage et le désassemblage des composants ciblés avec des critères facilement évaluables par le concepteur. La deuxième phase affiche différents taux de valorisation, obtenus à partir de la liste de matériaux du produit et de la note d'assemblage et désassemblage obtenue dans la première étape. Une étude de cas a été réalisée avec un fabricant d'équipements dans le domaine du génie climatique afin d'illustrer le fonctionnement de la méthode. Cette recherche a fait l'objet d'une publication²⁷, reproduite dans le chapitre 4.

2.2 Axe 2 : analyse de types d'information de la phase de fin de vie

Après avoir traité l'axe méthodologique, et avant de passer au développement d'un modèle d'opérateurs et d'une méthode d'analyse des processus de traitement (objectifs 2 et 3 de la section 1.4), nous nous sommes intéressés de manière globale à la question du transfert d'informations de la phase de fin de vie à l'étape de conception. Nous avons constaté que malgré les efforts des chercheurs pour développer des méthodes d'aide à la conception, peu d'informations arrivent aux concepteurs concernant l'activité des opérateurs de traitement. La Figure 33 montre la question de recherche, la méthodologie et le résultat obtenu dans cette deuxième partie de nos travaux.

²⁶ CETIM : Centre technique des industries mécaniques. Site web : <http://www.cetim.fr>

²⁷ Alonso Movilla, N., Zwolinski, P., Barnabé, F., Dalla Zuanna, C., Moulin, V. Considering Real End-of-Life Scenarios in a Design for Disassembly Methodology. Proceedings of the 11th Global Conference on Sustainable Manufacturing. Pages 314-319. 2013.

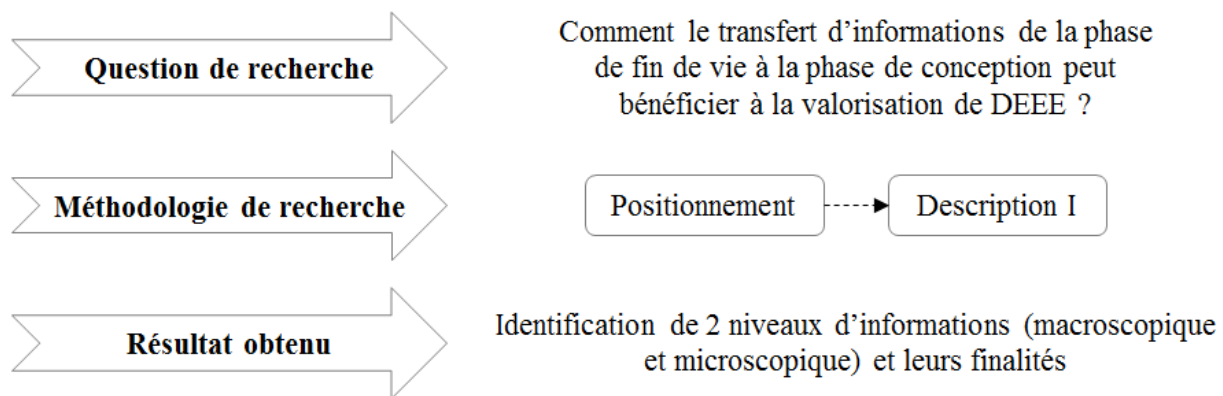


Figure 33. Question de recherche, méthodologie et résultat obtenu pour l'axe de recherche 2.

Le but de cette recherche n'étant pas le développement d'un support, nous avons uniquement réalisé les étapes 1 et 2 de la DRM. Nous avons travaillé ensemble avec des chercheurs de l'Université de Linköping (Suède) afin d'explorer le type d'information de la phase de fin de vie qui pourrait être partagé avec les concepteurs pour optimiser la valorisation de déchets. Nos études descriptives initiales sont basées sur des méthodes de collecte de données rétrospectives, comme l'analyse des informations rassemblées sur internet, de discussions informelles avec des experts du domaine du recyclage et d'observations chez différents opérateurs de prétraitement. Deux niveaux d'information ont été identifiés : macroscopique et microscopique. L'information du niveau macroscopique fournit un point de vue holistique de l'ensemble des opérateurs de la filière, tandis que le niveau microscopique procure des informations détaillées sur les activités qui se déroulent chez un type spécifique d'opérateurs de traitement.

Notre étude est illustrée par une analyse descriptive quantitative des opérateurs de la filière DEEE française (niveau macroscopique). Grâce à cette étude nous avons identifié et chiffré les scénarios de valorisation réalisés en France. Nous nous sommes servis des données que l'ADEME a collectées entre novembre 2013 et février 2014 afin de publier son rapport *Inventaire 2012 des sites de traitement de DEEE* (ADEME, 2014b). Les données collectées sont confidentielles mais l'ADEME a accepté de les partager avec nous à des fins statistiques.

Afin d'exemplifier le niveau microscopique, une analyse des activités menées dans un centre de remanufacturing de matériel informatique en Suède a aussi été réalisée par nos collègues de l'Université de Linköping.

Cette recherche pose les fondements des deux axes de recherche suivants. Elle a fait l'objet d'une publication²⁸, reproduite dans le chapitre 5.

2.3 Axe 3 : développement d'un modèle macroscopique des opérateurs de traitement

Ensuite nous avons voulu aller plus en profondeur pour créer un modèle macroscopique complet des opérateurs de la filière DEEE française. Concevoir des produits facilement valorisables en fin de vie pose de nombreux défis liés à la diversité de pratiques de prétraitement. Les concepteurs devraient tenir compte des exigences spécifiques des opérateurs qui valoriseront leurs produits. Pourtant, on ne dispose pas aujourd'hui d'un modèle qui montre quelles sont les différentes catégories d'opérateurs de

²⁸ Lindkvist, L., Alonso Movilla, N., Sundin, E., Zwolinski, P. Investigating types of information from WEEE take-back systems in order to promote Design for Recovery. Sustainability through innovation in product life cycle design. Springer. To be published on October 11, 2016.

traitement et les paramètres qui servent à les classer. Le but de cette partie de notre recherche a donc été de définir un modèle macroscopique d'opérateurs de traitement de DEEE. Le développement du modèle repose sur l'analyse des opérateurs de prétraitement des DEEE déclarés en France en 2012. Il est réalisé à travers une étude de cas comportant deux études descriptives (voir Figure 34).

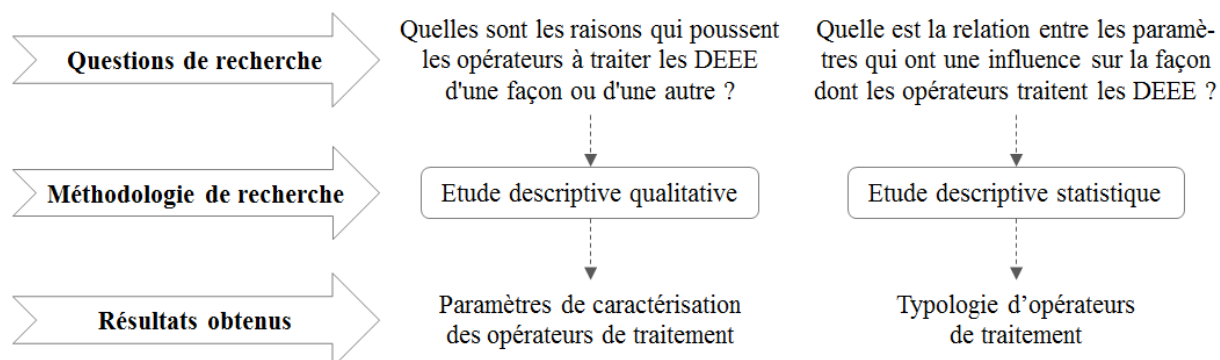


Figure 34. Questions de recherche, méthodologie et résultats obtenus pour l'axe de recherche 3.

Afin de développer cette typologie nous nous sommes appuyés sur deux études descriptives. Nous avons d'abord effectué une étude descriptive qualitative des centres de DEEE français. Comme pour l'axe de recherche n° 2, nous avons employé des méthodes de collecte de données incluant l'analyse des informations rassemblées sur internet, des discussions informelles avec des experts de la filière DEEE et des observations d'opérateurs de prétraitement. Ces analyses, discussions et observations nous ont permis d'identifier les paramètres qui ont une influence sur le fonctionnement des sites.

Nous avons formulé plusieurs hypothèses concernant les connexions entre les paramètres identifiés dans l'étude précédente. Une analyse descriptive statistique, plus concrètement une analyse en composants principales (ACP), a été effectuée afin de vérifier ces hypothèses. L'ACP a permis également de développer une classification des opérateurs de prétraitement de DEEE en France. Pour ce faire, nous avons utilisé la même base de données que celle utilisée pour réaliser l'étude descriptive quantitative de l'axe 2, c'est-à-dire, la base de données de l'ADEME faisant l'inventaire des centres de traitement en 2012. Cette recherche a fait l'objet d'une publication²⁹, reproduite dans le chapitre 6.

2.4 Axe 4 : proposition d'une méthode d'analyse du désassemblage d'écrans plats

La dernière partie de nos recherches est focalisée sur le développement d'une méthode permettant d'obtenir des informations du niveau microscopique, c'est-à-dire, des informations sur le prétraitement de DEEE réalisé par un type spécifique d'opérateurs. Plus précisément, le but de cet axe de recherche a été de développer une méthode d'analyse systématique et détaillée des activités de désassemblage manuel d'écrans plats LCD en vue d'être recyclés. La Figure 35 expose la question de recherche, la méthodologie et le résultat obtenu de cette dernière partie de nos travaux. Le but de cette partie est de développer une méthode. Ainsi, le cadre de cette recherche est composé des 3 premières étapes de la DRM.

²⁹ Alonso Movilla, N., Zwolinski, P. Design for Recovery: Applying Multivariate Statistics to Define Groupings of French WEEE Pre-Treatment Operators. Proceedings of the 20th International Conference on Engineering Design (ICED 2015). Vol 4: Design for X, Design to X. Pages 051–060. 2015. https://www.designsociety.org/publication/37765/design_for_recovery-applying_multivariate_statistics_to_define_groupings_of_french_www_pre-treatment_operators

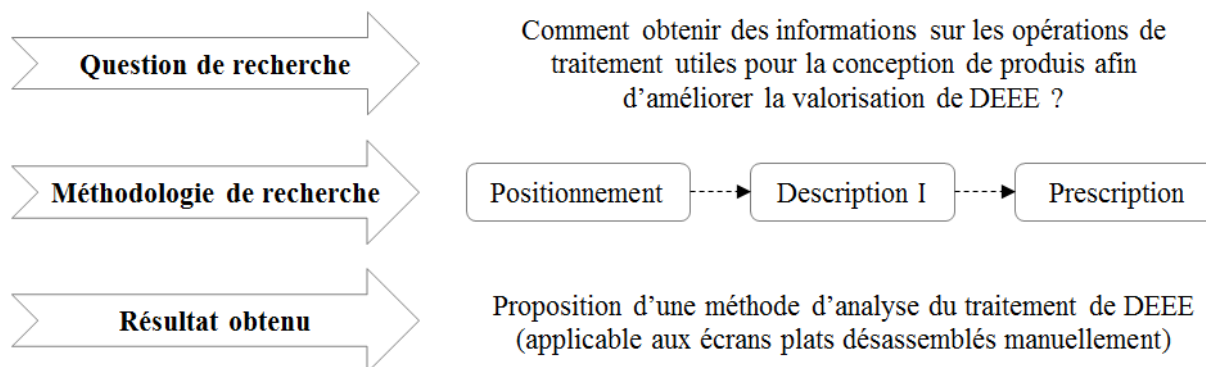


Figure 35. Question de recherche, méthodologie et résultat obtenu pour l'axe de recherche 4.

D'autres auteurs ont réalisé des études analysant le traitement de LCDs, mais ils ne proposaient pas un cadre systématique ni n'obtenaient d'informations avec un niveau de détail suffisamment poussé pour un usage en conception. La méthode que nous proposons permet d'obtenir des données quantitatives lors du désassemblage qui constituent des preuves solides pour soutenir le développement de stratégies d'éco-conception. La méthode proposée se compose de trois étapes: (1) la définition de l'étude, (2) la construction de données et (3) l'analyse des données.

Notre approche a été développée et testée au travers d'une étude de cas consistant en une analyse du désassemblage de 12 écrans LCD chez un opérateur de traitement en Italie. Le désassemblage chez l'opérateur a été filmé et analysé *a posteriori*, ce qui nous a permis d'avoir une compréhension plus fine du traitement d'écrans.

Cette recherche a été menée au sein du Centre Commun de Recherche ('*Joint Research Centre*') de la Commission Européenne dans le cadre d'un séjour Explo'RA DOC³⁰. Cette recherche a fait l'objet d'une publication³¹, reproduite dans le chapitre 7.

³⁰ Explo'RA DOC est un dispositif destiné à l'envoi à l'étranger de doctorants rhônalpins.

³¹ Alonso Movilla, N., Zwolinski, P., Dewulf, J., Mathieux, F. A method for manual disassembly analysis to support the ecodesign of electronic displays. Resources, Conservation and Recycling. Volume 114, pages 42-58. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.018>

CHAPITRE 4. CONSIDERING REAL END-OF-LIFE SCENARIOS IN A DESIGN FOR DISASSEMBLY METHODOLOGY

This paper has been presented at the *11th Global Conference on Sustainable Manufacturing (GCSM 2013)* in Berlin, Germany, 23-25 September 2013, and has been published in its proceedings³².

Abstract: Disposal of products is one of the main causes of pollution and resource depletion. Therefore, handling products at the end of their lifecycle is a matter of great importance since it aims to encourage different End-of-Life (EoL) strategies as recycling, remanufacturing and reuse. This research attempts to propose a methodology that integrates real EoL scenarios throughout the design process, focusing on the Design for Disassembly approach. The methodology consists of two major steps: first, an evaluation of assemblies and disassemblies is made; and second, three different recovery rates are established. It allows designers to explore different assembly alternatives in order to find the one that leads the highest percentage of components that can have a closed-loop lifecycle. A case study was carried out with a leading manufacturer of air conditioning systems to illustrate the proposed methodology.

Keywords: Design for Disassembly; Ecodesign; End-of-Life; Recyclability Rate.

1. Introduction

In recent years, the European Union (EU) has issued directives that stipulate minimum recovery rates for a wide range of products (European Parliament and Council, 2012, 2003a). However, it is difficult to respect these recovery rates if products have not been designed taking into account their End-of-Life (EoL).

The aim of this research is to propose a methodology that integrates EoL properties throughout the design process, focusing on the Design for Disassembly (DfD) approach and on the calculation of recovery rates. Disassembly can be defined as a systematic method for separating a product into its constituent parts, components or other groupings (Gupta and Taleb, 1994). In most recovery strategies (EoL scenarios, arrows 2 and 3, Figure 36) it is necessary to disassemble the product fully or partially so every component can be treated in its respective EoL scenario (González and Adenso-Díaz, 2006). Moreover, product disassemblability is highly correlated with product life cycle cost (Seo *et al.*, 2002).

The methodology proposed in this paper is a practical and realistic disassembly method which enhances product recovery. Products with high recovery rates aim to lead to a more sustainable production. The optimization of the disassembly process is based on the quick separation of parts; hence, designers have to be able to easily identify the parts that are going to be disassembled at the end of the use phase. Therefore, the approach developed in this work considers real EoL scenarios in order to facilitate decision-making concerning the disassemblability of a product.

³² Alonso Movilla, N., Zwolinski, P., Barnabé, F., Dalla Zuanna, C., Moulin, V. Considering Real End-of-Life Scenarios in a Design for Disassembly Methodology. Proceedings of the 11th Global Conference on Sustainable Manufacturing. Pages 314-319. 2013. http://www.gcsm.eu/Papers/87/10.3_36.pdf

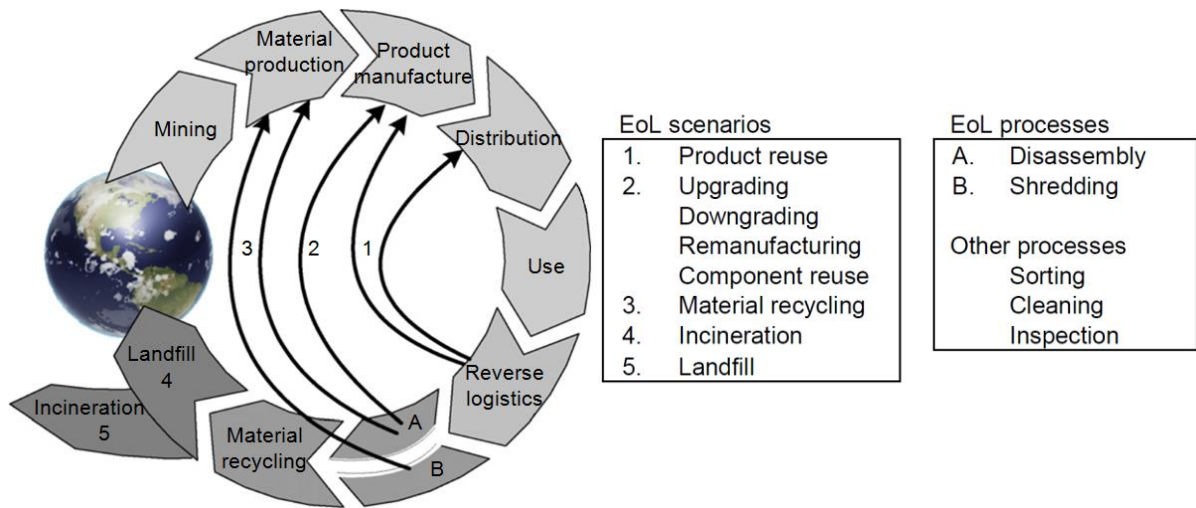


Figure 36. Product life cycle with the most important EoL scenarios and related processes, modified from Duflou *et al.* (2008).

The outline of this study is as follows: Section 2 presents a review of the literature related to product disassembly assessment and Design for EoL. Section 3 proposes a methodology which consists of the assembly and disassembly evaluation and on the estimation of three recovery rates. Section 4 presents a case study, in which the method is applied to an existing product to validate the proposed approach. Finally, Section 5 summarizes the content of this paper and provides conclusions.

2. Literature review

DfD is a concept that can be treated from different points of view. It is related to other design concepts such as Design for Maintenance, Design for Recycling or Design for Remanufacturing. Numerous methods have been developed in the literature over the past two decades. Some of them focus on product disassembly assessment, whereas others focus on the optimisation of product EoL strategies. These methods are examined in this section.

2.1 Design for End-of-Life

Several tools and methods can be found in the literature on optimising product EoL strategies. As indicated in Figure 36, products (or components) can follow different routes when arriving at their EoL. As shown in Figure 37, reuse is the best EoL scenario in terms of material and energy efficiency. If products cannot be reused, they can be remanufactured. Remanufacturing is an industrial process whereby used/broken-down products are restored to a new life (Östlin *et al.*, 2009). Material recycling is characterised by the reprocessing of materials both from residues of manufacturing processes and from materials used in products (Duflou *et al.*, 2008). Energy recovery refers to the use of combustible waste as a means of generating energy through direct incineration with recovery of the heat (European Parliament and Council, 2003a). The last consideration is waste disposal, which comprises incineration without energy recovery and landfilling (European Commission, 2001).

The work of Favi *et al.* (2012) describes an approach to support disassemblability evaluation. 6 indices are proposed to evaluate and measure the feasibility of the different EoL scenarios; *reuse index*, *remanufacturing index*, *recycle index*, *incineration index*, *landfill index* and *different treatment index*. Their method allows quantitative analysis of the effort for component disassembly based on cost.

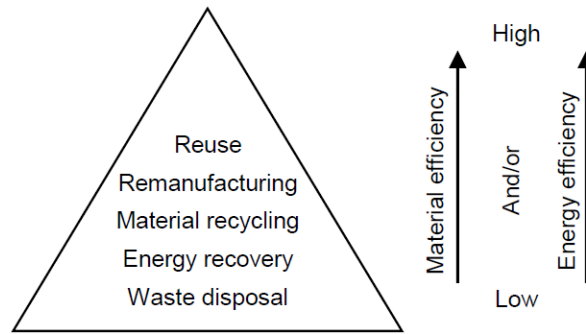


Figure 37. Theoretical recovery hierarchy, modified from Gerrard *et al.* (2007)

Huang *et al.* (2012) developed a method that aims to identify the ideal product disassembly pattern. For this, the authors considered the relationships between product components and represented them in a matrix. The purpose of their approach is to enhance design for 3R (reduce, reuse, recycle). Therefore, the strength of reducibility, reusability and recyclability between components is calculated.

Tchertchian *et al.* (2013) proposed a methodology that aims to group modules from an EoL point of view. Remanufacturable and recyclable modules are characterised according to their environmental and economic properties. Different modules are grouped by calculating their affinity according to the criteria of reliability, obsolescence and range.

2.2 Disassembly assessment

Product assembly and disassembly evaluation is carried out within the approach presented in this paper. Different ways of assess the liaisons of a product can be found in literature.

Kroll *et al.* (1998) presented a method for assessing the ease of disassembly of a product. Their approach is centred on a disassembly evaluation chart, in which every disassembly task is evaluated according to five categories of task performance: *accessibility*, *positioning*, *force*, *base time* and *special*. Once completed, the disassembly design effectiveness and the disassembly time can be calculated.

Along the same lines, Das *et al.* (2000) presented a multi-factor model which aims to calculate disassembly effort index scores. Seven factors are evaluated to analyse product, part and material handling: *time*, *tools*, *fixture*, *access*, *instruct*, *hazard* and *force*. Following this assessment an estimate of disassembly cost can be made.

Yi *et al.* (2003) proposed a method for disassembly time evaluation considering the type, size, weight, connection parts and the movement distance of a product. A base time is calculated considering 12 factors of influence that are classified in one of the following categories: *preparation time*, *movement time*, *disassembly time* and *post-processing time*.

Askiner (2006) provided an analytic network process that aims to evaluate connection types. The connectors evaluated follow the same classification suggested by Sonnenberg (Sonnenberg, 2001), which are: *discrete fasteners*, *integral attachments*, *adhesive bonding*, *energy bonding* and *others*. The model presented evaluates the alternative connectors taking into account the manufacturing, in-use and EoL phases of the product lifecycle. Thus, for each of the phases different concerns are considered.

Kuo (2012) developed a method based on petri net analysis to determine the optimal compromise between the cost and environmental efficiency of disassembly processes. In this methodology a disassembly index is determined based on assembly methods (Figure 38). Difficulties in disassembly are

measured depending on the tools used. Therefore, disassembly indices go from *very easy*, *easy*, *medium*, *difficult* and *very difficult*.

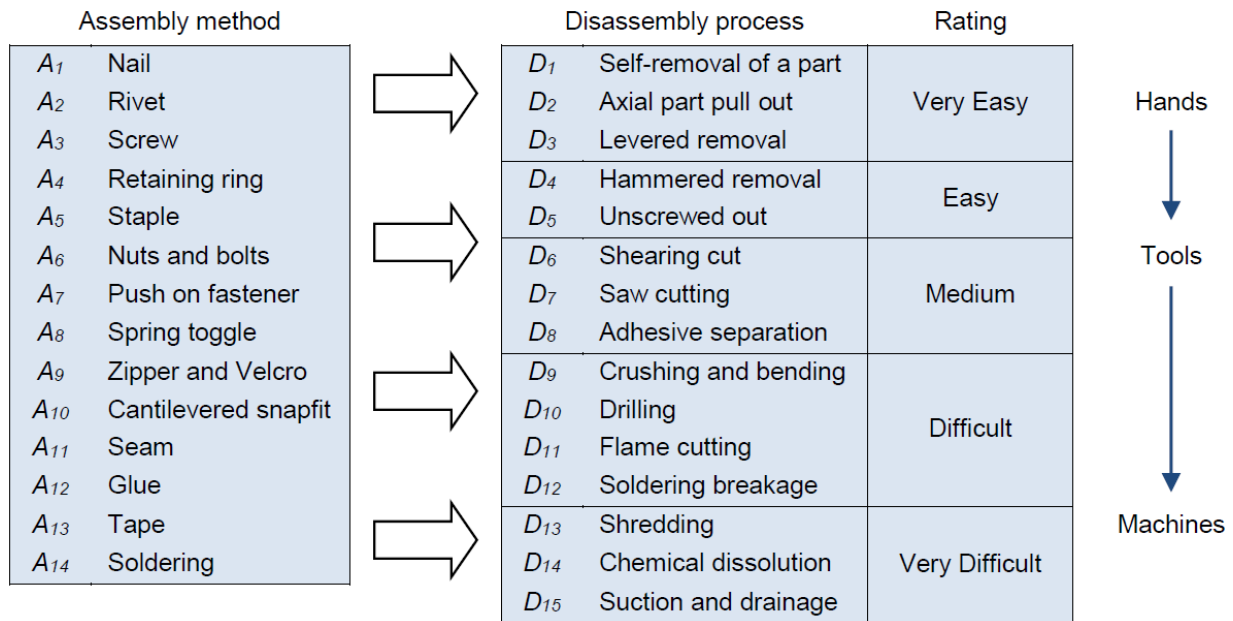


Figure 38. Determination of disassembly rate based on assembly relationships, by Kuo (2012).

Duflou *et al.* (Duflou *et al.*, 2008) reviewed current disassembly practices in order to identify factors influencing disassembly feasibility. According to them, a classification of the different tooling systems used in disassembly operations can be made based on the degree of operator involvement, resulting in the following classification: *manual operations*, *partially automated operations* and *fully automated operations*.

3. Presentation of the DfD approach considering real EoL scenarios

3.1 Brief description of the methodology

Disassembly and recycling analyses are inevitably confronted when dealing with the issue of EoL products' treatment (Ishii and Eubanks, 1993; Kuo, 2006). The quantitative ecodesign tool presented in this paper allows designers to take into account disassembly and recycling concerns during the detailed design stage. It aims at enhancing product recovery by analysing components' real EoL scenarios and by suggesting new assemblies' alternatives.

3.2 The 6 steps of the methodology

The methodology comprises 6 steps that are described in the following paragraphs.

Step 1: Identification of product components and assemblies

First, information concerning product components or subassemblies (materials, mass) and their assembly relationships and technologies are obtained from the bill of materials (BOM) and the CAD model.

Step 2: Identification of target components

In this phase components that must be dismantled at the end of the product's life for safety, regulatory or recovery reasons (*target components*) are identified and classified in one of the following EoL scenario categories:

- Reuse/Remanufacturing: Parts that must be removed for reuse or remanufacturing in a nondestructive way so that their functional value is preserved.
- Recycling: Parts that must be removed for material recycling. The functional value of the part is not preserved so it can be destructively disassembled.
- Depollution: Parts that must be removed for selective treatment because of safety reasons and/or regulatory constraints.

Step 3: Determination of disassembly precedencies

During this stage physical precedencies among components are set up in a disassembly precedence table. A disassembly tree can be represented using this information. Thereby it allows designers to know which components are directly accessible and therefore directly disassembled. This information is required to do the subsequent disassembly evaluation (stage 4).

Step 4: Assembly and disassembly assessment

The fourth phase is the assessment phase in which target components are evaluated following the assembly and disassembly criteria shown in Table 1. The criteria take values to a range from 0 to 1. A liaison index is computed to measure the capacity of a component to be assembled and dismantled.

The liaison index is the average of both the assembly and disassembly criteria, as presented in $L =$

$$\frac{\sum_{i=1}^N C_i}{N} \text{ Equation 2:}$$

Table 1. Assembly and disassembly criteria for target components' evaluation.

Assembly criteria				Disassembly criteria			
Number and name		Rating		Number and name		Rating	
C_1	Number of materials in the assembly	One	1	C_4	Component accessibility	Direct	1
		Two	0,6			Indirect, but easy	0,5
		More than two	0			Indirect and difficult	0,2
C_2	Assembly impact on component design	Low	1	C_5	Assembly reversibility	Reversible at EoL	1
		Medium	0,6			Assembly destruction	0,6
		High	0,2			Component destruction	0,2
C_3	Assembly tools	Hand tools	1	C_6	Disassembly tools	No tools	1
		Special machinery	0,6			Standard tools	0,8
		Heavy equipment	0			Specific tools	0,2

$$L = \frac{\sum_{i=1}^N C_i}{N} \quad \text{Equation 2}$$

Where:

- L is the liaison index [adimensional];
- C_i is the value of each criteria i [adimensional];
- N is the number of criteria [adimensional].

Step 5: Obtaining recovery rates

In this stage three different recovery rates are established for every product component:

- Theoretical rate (T_R): This is the theoretical recovery percentage of the component. That is to say, if a material is technically recyclable it is expected that 100% of its mass will be recovered.
- Practical rate (P_R): This rate takes into account the existence of recycling facilities as well as their performance. Target components, since they are dismantled, have P_R greater than or equal to components that have not been dismantled, but which are shredded (Vital, 2006).
- Disassembly affected rate (D_R): This indicator assesses the joint's significance and quality from a disassembly point of view. This rate is computed by multiplying the liaison index (L) with the practical rate (P_R). As L takes values to a range from 0 to 1, D_R is lower than or equal to P_R .

Each of these rates is in turn decomposed into three indices:

- % material recovered mass (%m): percentage of the mass that is recovered by reusing, remanufacturing or material recycling.
- % energy recovered mass (%e): percentage of the mass that is recovered in the form of energy (incineration with energy recovery).
- % waste disposed mass (%w): percentage of the mass that is landfilled. This is the difference, in percentages, between the total component mass and the sum of its material and energy recovered mass.

The overall recovery rate of the product can be obtained by adding the rates of all components in proportion to their individual mass compared to the mass of the product.

Step 6: Redesign

The sixth phase of the methodology enables designers to propose alternative designs by modifying assembly technologies. Product disassembly improvement is signalled by obtaining greater liaison indices and recovery rates. The proposed methodology facilitates comparison among designs with different assembly relationships in order to more easily identify the one that offer the best disassemblability.

3.3 Implementation

At this moment the proposed methodology is not available as software. However, spreadsheets were set up in the electronic spreadsheet program Excel. This model allows users to carry out the steps of this methodology. The results are given in several tables and bar charts.

4. Case study

4.1 Initial study of the product

The approach is applied on an air-cooled liquid chiller in order to show the different stages of the method.

Table 2 shows the list of product components along with their description, assembly technologies and the identification of target components and their EoL scenarios.

The following step consists of setting up physical precedencies between components, which is shown through product's disassembly tree in Figure 39.

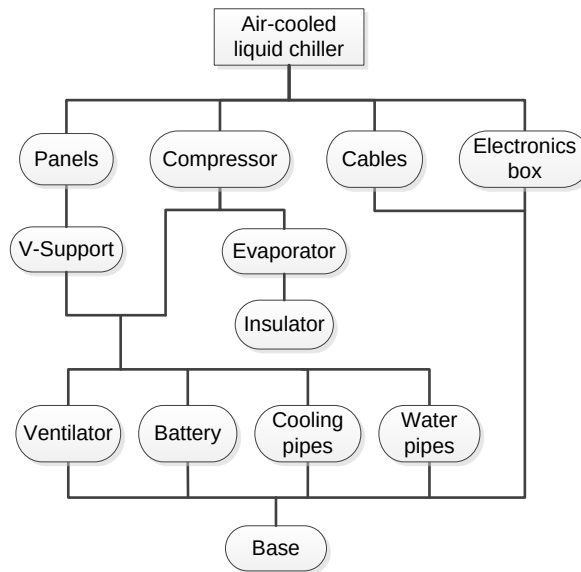


Figure 39. Air-cooled liquid chiller's disassembly tree.

Having identified the target components and having composed the disassembly tree, an evaluation of target components' assemblies and disassemblies is made in order to obtain their liaison indexes (L). Once these indexes are obtained, the three recovery rates are computed for all components. This information is reported in Table 3.

The database used to establish the recovery dates is the one developed by Vital (Vital, 2006) with some extrapolations.

4.2 Remarks about the design and product redesign

Target components with lower liaison indexes are the base, the cooling pipe, the battery and the ventilator. This is due mainly to the fact that these items are not directly accessible (criterion 4). To remove them, other elements must be extracted before, which implies in some cases assembly or component destruction (criterion 5). Another fact is that because of the characteristics of the product (heavy and hardy components) the tools used to assemble those components are not standard (criterion 3).

Table 2. Components with their assembly methods and target components' EoL scenarios.

No.	Component	Mass (kg)	Material	Assembly method	Target component	End-of-life scenario		
						Reuse/ Rem.	Recycling	Depollution
1	Base	161	Steel	Screw	Yes	-	X	-
2	Compressor	622	Multi-material	Screw	Yes	X	-	-
3	Evaporator	92	Steel	Screw	No	-	-	-
4	Insulator	1	Foam	Glue	No	-	-	-
5	Water pipe	20	Steel	Screw	No	-	-	-
6	Cooling pipe	11	Copper	Soldering	Yes	-	X	-
7	Battery	138	Multi-material	Screw	Yes	-	-	X
8	V-support	93	Steel	Screw	No	-	-	-
9	Ventilator	65	Metal alloys	Screw	Yes	-	-	X
10	Electronics box	12	Multi-material	Screw	Yes	-	-	X
11	Cables	3	Multi-material	Snap fit	Yes	-	-	X
12	Panel	75	Steel	Screw	No	-	-	-

Table 3. Components' liaison indexes and recovery rates.

No.	Description	Target component	L	T _R			P _R			D _R		
				%m	%e	%w	%m	%e	%w	%m	%e	%w
1	Base	Yes	0,63	100	0	0	95	0	5	60	0	40
2	Compressor	Yes	0,90	75	25	0	68	1	31	61	1	38
3	Evaporator	No	-	100	0	0	95	0	5	95	0	5
4	Insulator	No	-	0	100	0	0	5	95	0	5	95
5	Water pipe	No	-	100	0	0	95	0	5	95	0	5
6	Cooling pipe	Yes	0,60	100	0	0	85	0	15	51	0	49
7	Battery	Yes	0,63	100	0	0	45	0	55	28	0	72
8	V-support	No	-	100	0	0	95	0	5	95	0	5
9	Ventilator	Yes	0,70	100	0	0	70	0	30	49	0	51
10	Electrics box	Yes	0,97	100	0	0	18	43	40	17	42	42
11	Cables	Yes	0,93	100	0	0	24	0	76	22	0	78
12	Panel	No	-	100	0	0	95	0	5	95	0	5

Product redesign involves a change in the assembly method of the cooling pipe to make it reversible at EoL, using standard tools. An improvement of the location of the battery and the ventilator to make them more accessible is also made. No changes are applied on the base since it is a component that is only recoverable when all the other components have been removed. Indeed, its accessibility is indirect and difficult (criteria 4) in any case.

Product overall rates of the old and the new design are shown in Figure 40. Theoretical and practical rate (TR and PR) are the same for both designs, contrary to the disassembly affected rate (DR).

With the new design, there is an increase of the material recovered mass and a decrease of the waste disposed mass.

Since the product is mainly composed of ferrous and nonferrous metals, which are materials that cannot be incinerated (Vital, 2006), the energy recovered mass is 0%. Waste disposed mass for the new design is improved by just 1% because target components with low liaison indexes are not the ones with the greatest mass.

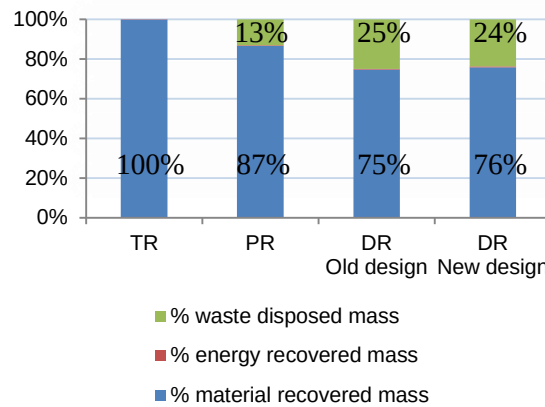


Figure 40. Old design and new design's recovery rates.

5. Conclusion and future work

Designing products under DfD specifications allows them to be better suited for recovery when they reach their end of life. As a result, the resources and the energy required to produce new products are reduced, thus achieving a more sustainable production.

The DfD approach presented in this paper allows taking into account real EoL scenarios so that the effort made on improving disassemblability can be done in a practical way. The assessment of target components' assembly and disassembly leads to establish the liaison indexes, which together with the recovery rates support designers to make choices in order to improve EoL product's treatment.

The methodology presented here is an easy tool to use and does not require extensive knowledge on ecodesign. Besides, the results are easy to interpret and to communicate. On the other hand, this is not a multi-stage ecodesign tool and it is not possible to notice the transfer of impacts. That is to say, by improving product's disassemblability and recoverability it is possible to create new environmental impacts on other life cycle phases of the product, and not being aware of them.

The case study shows that by using this approach designers are more conscious of the EoL of the product with regard to improve its recoverability.

Future work has the aim of carrying out some other case studies to test the robustness of the criteria used on the assembly and disassembly assessment. It is also desirable to integrate this tool with other software for modelling and comparing different assembly and disassembly processes in a technological and economical way.

CHAPITRE 5. INVESTIGATING TYPES OF INFORMATION FROM WEEE TAKE-BACK SYSTEMS IN ORDER TO PROMOTE DESIGN FOR RECOVERY

This paper has been presented at the *9th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing (EcoDesign 2015)* in Tokyo, Japan, 2-4 December 2015, and will be published in the book *Sustainability through innovation in product life cycle design*³³.

Abstract: WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) recovery facilities have been set up for the last decade to promote a circular economy. Their activities focus on the reuse, remanufacturing and/or recycling of products. Currently, little information reaches designers regarding the requirements that these facilities have on product design. Therefore, most products are not designed to be properly recovered. The aim of this paper is to explore the nature of product life-cycle information from recovery organisations that could be shared in order to improve resource efficiency. The focus is on how information exchange can benefit the end-of-life phase of forthcoming designed products. Two levels of information have been identified, macroscopic and microscopic. Our study is illustrated with a detailed analysis of the French WEEE compliance scheme and an in-depth analysis of an IT remanufacturing facility in Sweden. Based on the cases studies we have identified current and potential information flows between different stakeholders that could benefit design for recovery.

Keywords: Product Recovery, WEEE, Product Life-Cycle Information, Information Exchange.

1. Introduction

A Circular economy promotes sustainable development by stimulating reduction of waste and enhancement of resource efficiency (Ellen McArthur Foundation, 2015). The quantity of WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) produced worldwide in 2014 is estimated at 41.8 million metric tons, and it is predicted to continue growing at a rate of 4 to 5 % per year (Baldé *et al.*, 2015). In order to address this, different take-back systems have been established throughout Europe to ensure proper management of WEEE (European Commission – DG Environment, 2014; European Parliament and Council, 2012). This management is assumed by recovery facilities, formally known as treatment operators, that perform different operations such as collection, handling, shipping, sorting, storage, transport, trading, treatment, and preparing for re-use of WEEE (WEEE Forum, 2013a). According to the WEEE directive, the minimum quota of recycling is 4 kg per capita and year (European Parliament and Council, 2003a). In countries such as Sweden and Holland, these rates are about 16 kg per capita and year; this means that there is a lack of strong driving forces to collect and recycle more WEEE, at least from a legislative perspective, which in turn means that more economic drivers are needed to increase the WEEE recycling in these countries (Lee and Sundin, 2012).

One factor that is influencing the recoverability of a product and its components is the design (Mathieux *et al.*, 2001). Thus, in order to increase recoverability and resource efficiency it is important

³³ Lindkvist, L., Alonso Movilla, N., Sundin, E., Zwolinski, P. Investigating types of information from WEEE take-back systems in order to promote Design for Recovery. Sustainability through innovation in product life cycle design. Springer. To be published on October 11, 2016. <http://www.springer.com/fr/book/9789811004698>

that Original Equipment Manufacturers (OEMs) take into consideration the recovery phase at the design stage (Mizuno *et al.*, 2012). However, OEMs are not always involved in treatment operations (Ramani *et al.*, 2010), resulting in a lack of knowledge on the recovery strategies and processes that their products follow. Therefore, OEMs cannot adopt the potential requirements that treatment operators have on product design. Design and recoverability aspects are decoupled in many cases, and the recovery operations are not often considered in the design stage (Lindkvist and Sundin, n.d.).

A close cooperation between OEMs and the different stakeholders from the take-back system would offer designers a better understanding of the expertise of treatment operators. Proper information exchange becomes indispensable for the success of such cooperation (Vanegas *et al.*, 2011). That way, expertise in the treatment operators can be utilized to enhance the recoverability of used products.

The aim of this article is to explore the nature of product life-cycle information from recovery operators that could be shared in order to improve resource efficiency.

2. Theoretical background

2.1 Recovery scenarios

Take-back systems have been established throughout Europe to implement the Extended Producer Responsibility (EPR) principle (European Commission – DG Environment, 2014). Known under the name of EPR schemes or compliance schemes (European Commission – DG Environment, 2014), they are in charge of the management of different waste streams, i.e., Temperature Exchange Equipment (TEE), Large Equipment (LE), Small Equipment (SE), Display Appliances (DA), lamps (Frolich and Sulpice, 2013b) and, since 2015 in some countries, Photovoltaic Panels (PV).

Recovery can be defined as the process of obtaining valuable products, components or materials from waste (Alonso Movilla and Zwolinski, 2015). The main recovery strategies are reuse, remanufacturing and material recycling (Duflou *et al.*, 2008). If these strategies cannot be realised, products are incinerated or disposed of. Since these strategies do not allow recovery of the materials, we will not consider them as recovery strategies. The first phase of the recovery process generally consists on the separation of components and materials (pre-processing), followed by a second phase in which the different products, components and materials are recovered (post or end-processing) (Vanegas *et al.*, 2011). In this article we will focus on the information exchange of the pre-processing phase.

The operations that WEEE undergo during the pre-processing phase primarily focus on the following recovery processes: decontamination, disassembly (manual, semi-automated or automated) (Duflou *et al.*, 2008) and shredding (Williams, 2006).

To our understanding, the combination of WEEE streams, recovery strategies and recovery processes results in different recovery scenarios that require different design decisions (see Figure 41).

Not all the combinations of WEEE streams, recovery strategies and processes are feasible. For instance, it is not possible to reuse a product through shredding or to recycle DA through shredding (due to their content of hazardous substances). There are some strategies that determine the type of process; i.e., reuse of products is nowadays mostly carried out through manual processes.

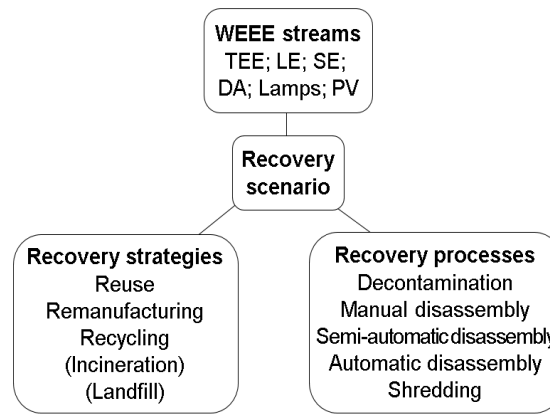


Figure 41. Variables influencing recovery scenarios for the pre-processing stage

2.2 Product life-cycle information

A sustainable material life-cycle requires information exchange between the actors in the product life-cycle (Vanegas *et al.*, 2011). It is important that the mind-set when designing products changes, from being focused on manufacturing and use to also including activities later in the product life-cycle, such as service and remanufacturing. In fact, product designers should determine the end-of-life strategy in the design phase (Fukushige *et al.*, 2011).

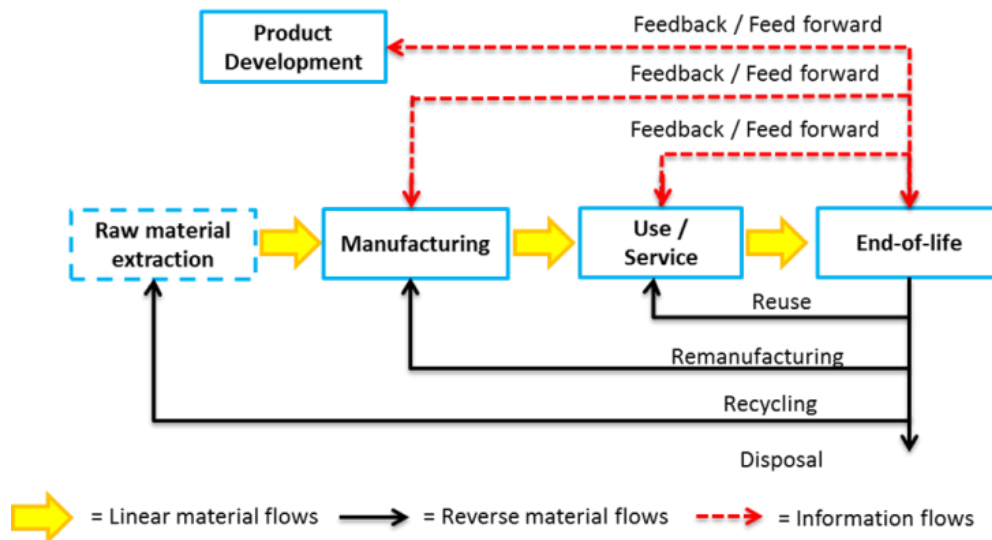


Figure 42. A simplified illustration of the product life-cycle with its material and information flows

In Figure 42, a simplified illustration of the product life-cycle and the potential information flows from the End-of-Life (EoL) phase are marked with red dotted arrows. In order for designers to know that their design lived up to expectations, information feedback is commonly used, foremost from customers/users. However, different stakeholders have their specific functions and processes and thus requirements on the product design. With that perspective in mind, regarding information feedback from the entire product life-cycle in the design phase seems to be the natural next step in order to improve the development of sustainable products and services.

Design strategies that address increased recoverability of products include, e.g., Design for disassembly (DfD), Design for Recycling (DfR) and Design for Remanufacturing (DfRem).

Kroll *et al.* point out that in addition to good design methods like DfR, feedback to the designer is also needed. However, DfRem requires non-destructive disassembly and reassembly of the product back to its original condition. In the recycling scenario, the product will not be returned to its original condition. On the other hand, non-destructive disassembly of the product could increase the amount of material separated and recovered, and therefore lead to a more sustainable recycling process. Further, time for disassembling components could be saved if the design allowed for easy disassembly (Charter and Gray, 2008), as some products are manually disassembled at some recovery operators.

Ideally, the product and its components should be designed for the intended recovery scenario.

3. Types of information from WEEE take-back systems

In order to know what type of information is needed we have asked ourselves the following questions: What information do we need in order to identify the different recovery scenarios? Within one recovery scenario, what information will be useful for designers in order to improve resource efficiency? Subsequently, we have distinguished two main types of information that we will refer to as macroscopic and microscopic related. Macroscopic information provides a holistic view of the EPR scheme, while microscopic information provides detailed information about the activities that occur in the different recovery scenarios that should be fed back to design and other stakeholders of the product's life-cycle.

In order to find the right answers it is important to ask the right research questions and to state the right research hypothesis. Stating the right question will allow researchers to identify what methods are necessary to retrieve the information and to interpret them. The following subsections explain what questions to ask in order to know what information is included in the macroscopic and microscopic levels.

3.1 Macroscopic information

The current recycling performance can be improved through a holistic vision on materials flows, business models and design (Vanegas *et al.*, 2011). Macroscopic-related information will allow designers to gain some insight on the EPR scheme in a comprehensive way. On one hand, it is important to identify the recovery scenarios that are being carried out at a given time (past, present or future) and at a given place (country, continent or world). On the other hand, characterising the treatment operators allows understanding of why they carry out the different recovery scenarios.

From a design perspective, different operators and scenarios will have different design requirements. Generic design guidelines could be valid for some types of treatment operators, but not for all of them. OEMs should implement design requirements specific to the operators that will recover their products in order to improve resource efficiency. The main questions that need to be answered to obtain product life-cycle information at a macroscopic level are shown below.

Regarding the identification of recovery scenarios:

- What are the waste streams, recovery strategies and recovery processes that different operators carry out? Or, stated more simply, what are the different recovery scenarios that treatment operators realise?
- How many recovery operators carry out one or more recovery scenarios?
- If they carry out more than one recovery scenario, which are they? Is there a link between the different recovery scenarios? For instance, do recovery facilities realise several recovery scenarios under the same waste stream, recovery strategy or recovery process?

Regarding the characterisation of treatment operators:

- Why do treatment operators realise the different recovery scenarios?
- What are the variables influencing the different recovery scenarios that they carry out?

A qualitative study of the French WEEE compliance scheme has allowed us to develop a model containing the variables that induce products to be treated by one treatment operator or another. We have classified them into five categories (see Figure 43). A description of the different variables can be found in (Alonso Movilla and Zwolinski, 2015).

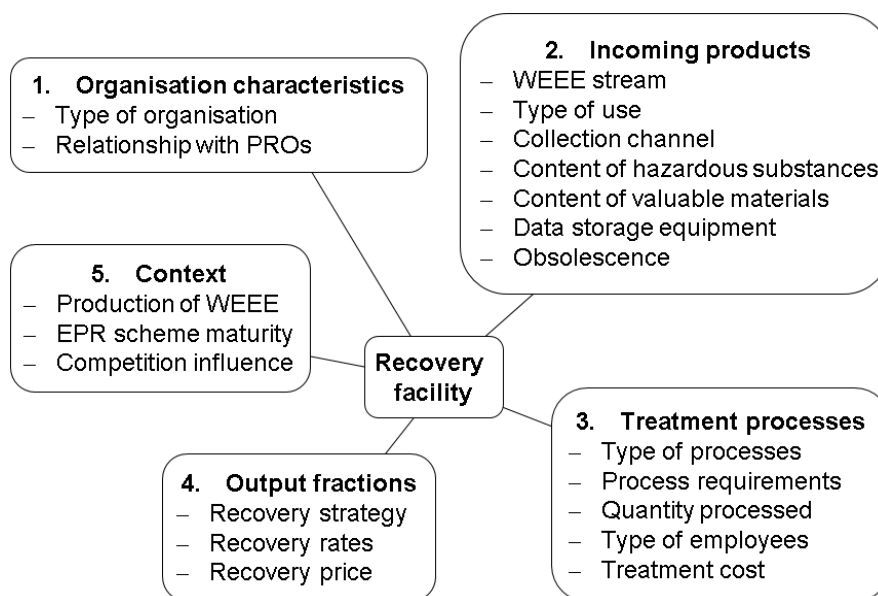


Figure 43. Variables influencing treatment operators at a macroscopic level

After identifying the variables that influence the different recovery scenarios it is possible to formulate more specific questions, like:

- What is the influence of the quantity collected on the recovery processes? What is the influence of the collection channel on the recovery process?
- What is the influence of type of actor on the recovery strategies? What is the influence of PROs³⁴ on the recovery strategies?

Designers are able to increase their level of understanding of the recovery phase whenever they know what recovery scenarios the different treatment operators realise and why they realise them, meaning what are the variables that influence them. A case study on the identification of the recovery scenarios of the French WEEE take-back scheme is shown in Section 4.1.

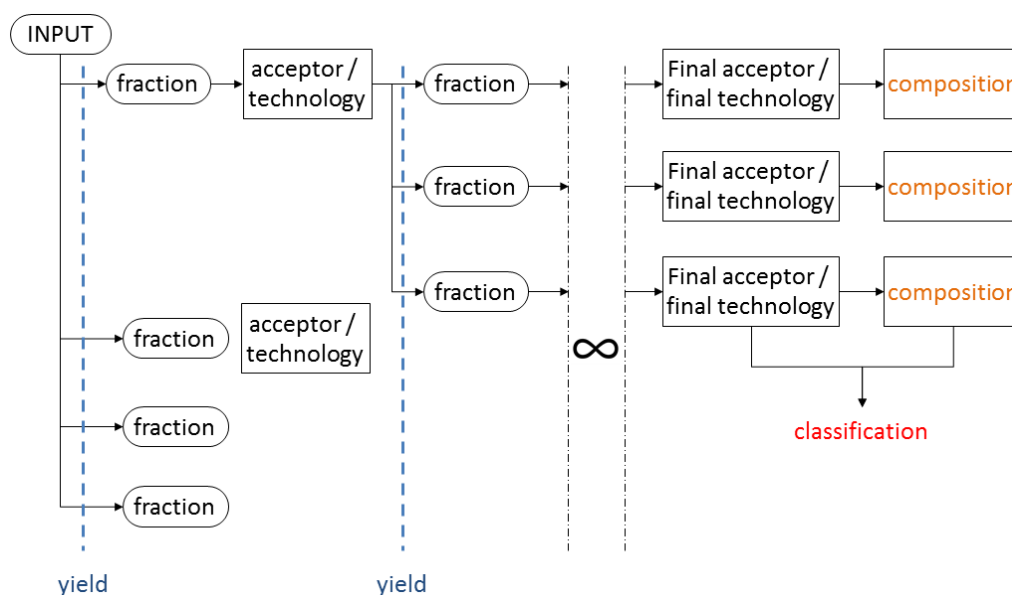
3.2 Microscopic information

Microscopic information is the information that focuses on the treatment itself, e.g., what operations are realised, what components are removed and for what purposes (material recycling, component reuse, remanufacturing etc.), and what tools are used. There is a need to have access to information about the particular recovery scenarios that treatment operators carry out in order to adapt the product design accordingly. This information can be divided into three main categories: detailed knowledge

³⁴ PROs = Producer Responsibility Organisations, i.e. collective entities set up by producers or through legislation, which become responsible for meeting the recovery and recycling obligations of the individual producers (European Commission – DG Environment, 2014).

about the recovery process, detailed knowledge about the requirements of the original product, knowledge about the requirements of the recovered product.

Remanufacturing includes inspection, cleaning, disassembly, reprocessing, storage reassembly and testing (Sundin, 2004). These process steps are often not automated. Due to the high variability of the state of the incoming cores, skilled workers are needed in the remanufacturing process. Efficient remanufacturing requires access to the original drawings and specifications of the original product. If such valuable information is missing, reengineering strategies need to be applied (Kurilova-Palisaitiene *et al.*, 2015). The exact characteristics of the individual remanufacturing process are determined by the features of the product. Some parts with complex profiles exposed to a lot of grease, for example, can be challenging to clean. Other components may be more difficult to separate, and may require the development of specific separation technologies.



Further, knowledge about the requirements of the product design for the intended recovery scenario is essential in order to achieve a more efficient recovery process. The Rempro matrix (Table 4) highlights design features that have an impact on how efficient the remanufacturing process steps will be (Sundin, 2004).

Efficient recycling also relies on ease of separation of components and materials. In the disassembly process, information about the separation processes at the recovery centres is often not known, and optimal separation technologies would require information exchange between the OEM and the recovery centres (Vanegas *et al.*, 2011).

Table 4. Generic steps of a remanufacturing process coupled with product properties (Sundin, 2004)

Product property \ Remanufacturing step	Inspection	Cleaning	Disassembly	Storage	Reprocess	Reassembly	Testing
Ease of identification	X		X	X			X
Ease of Verification	X						
Ease of Access	X	X	X		X		X
Ease of Handling			X	X	X	X	
Ease of Separation			X		X		
Ease of Securing						X	
Ease of Alignment						X	
Ease of Stacking				X			
Wear resistance		X	X		X	X	

A remanufactured product should ideally go through multiple life-cycles and thus be used again. According to Lindkvist and Sundin (Lindkvist and Sundin, n.d.) there are many requirements on products intended for remanufacturing, including:

- Cleaning aspects
- Component quality
- Component quality of purchased parts
- Disassembly qualities
- Finish/surface issues
- Material selection
- Packing aspects
- Standardisations sought for
- Verification aspects
- Weak component analysis

These qualities relate back to the design of the products, and designers are able to adapt the product design accordingly if they know the characteristics of the specific recovery process steps and the requirements that those process steps induce on the product design. In order to explore this, some questions can be asked:

- What does the recovery process look like?
- What properties of the product determine the success of the recovery process?
- What product features are beneficial and non-beneficial for the recovery option?

Answering these questions should guide what information to feed back to product design. A case study of an IT remanufacturer in Sweden where these questions are explored is presented in Section 4.2.

4. Case studies

4.1 French WEEE compliance scheme

In this section we identify the recovery scenarios performed by the treatment operators of the French WEEE compliance scheme in 2012. The data was collected by the French Environmental Protection Agency (ADEME), and although confidential, was shared with us. From the identified 196 treatment plants, 169 answered the survey. Of these, 151 correctly reported the questions used in our study, resulting in a response rate of 77%. Treatment operators provided information about the recovery processes and strategies they carried out on the different waste streams. The different options given by the survey are as follows:

- Waste streams: TEE, LE, DA, SE or lamps.
- Recovery processes and strategies: product reuse, component reuse, manual disassembly, mechanical treatment on WEEE, and mechanical treatment on decontaminated WEEE.

Since the strategies and processes are merged we have made various assumptions: product reuse and component reuse are carried out through manual operations; manual disassembly, mechanical treatment on WEEE and mechanical treatment on decontaminated WEEE are done for recycling purposes. In order to simplify the analysis, we have grouped product and component reuse under the strategy “reuse” and mechanical treatment on WEEE and mechanical treatment on decontaminated WEEE under “mechanical” recovery processes.

This analysis focuses on determining what recovery scenarios are carried out by treatment operators. The results are shown in Table 5.

Table 5. Recovery scenarios performed in France in 2012

ID	Waste Stream	Recovery strategy	Recovery process	No.
1	TEE	Reuse	Manual	28
2	TEE	Recycling	Manual	8
3	TEE	Recycling	Mechanical	12
4	LE	Reuse	Manual	28
5	LE	Recycling	Manual	27
6	LE	Recycling	Mechanical	28
7	DA	Reuse	Manual	19
8	DA	Recycling	Manual	63
9	SE	Reuse	Manual	23
10	SE	Recycling	Manual	55
11	SE	Recycling	Mechanical	28
12	Lamps	Recycling	Mechanical	4

Another part of our analysis focuses on knowing how many different possible combinations of recovery scenarios treatment operators incorporate. Our analysis included the following three variables:

- Waste streams: Up to 17 different combinations of the five waste streams were found. This means that some operators recover just one type of waste stream, while others recover two, three, four or even five streams.
- Recovery strategies: Some operators reuse the products, others recycle them, and others perform both.
- Recovery processes: The processes the operators use can be manual, mechanical or both.

There are 48 possible combinations of these 3 variables at the treatment operators. Table 6 shows the number of treatment operators that carry out the different combinations of recovery scenarios, waste streams, recovery strategies and recovery processes.

Table 6. Number of treatment operators performing the different combinations of recovery scenarios, waste streams, recovery strategies and recovery processes.

No. of recovery scenarios	No. of treatment operators	No. of waste streams	No. of treatment operators
1	50	1	52
2	54	2	66
3	25	3	22
4	16	4	10
5	6	5	1
Type of recovery strategies	No. of treatment operators	Type of recovery processes	No. of treatment operators
Reuse	30	Manual	97
Recycling	103	Mechanical	37
Both	18	Both	17

The results are represented in the bubble charts of Figure 45 and Figure 46. Figure 45 shows the number of treatment operators (bubble size) that carry out the different combinations of waste streams (X-axis) and recovery strategies (Y-axis). For instance, there are 18 operators whose activities focus on the reuse of TTE and LE. Figure 46 shows the number of operators (bubble size) that carry out the different combinations of waste stream (X-axis) and recovery processes (Y-axis). In Figure 45 we observe that 22 operators carry out manual processes on DA and SE. It would have been desirable to show the results in a 3D bubble chart. However, in order to facilitate visualisation, the results are shown in the two mentioned figures. Thanks to Table 6, Figure 45 and Figure 46, we can draw the following conclusions:

- Of the 12 identified recovery scenarios, recovery facilities performed 5 at the most, with 1 or 2 being the most performed. Most operators treated 1 or 2 different waste streams at a time.
- Recycling was the most performed recovery strategy, followed by reuse and mixed strategies.
- Manual treatment was the most performed recovery scenario, followed by mechanical treatment and mixed processes.

Waste streams were quite mixed within the operators, although the most performed together were TEE with LEE (white goods) and DA with SE (probably brown goods that needed manual disassembly for separating hazardous substances and valuable materials).

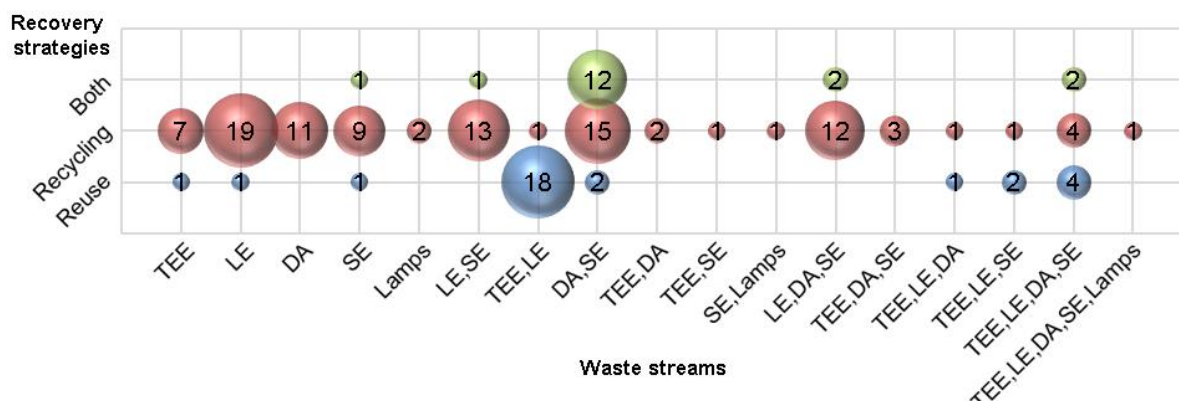


Figure 45. Number of recovery facilities per waste stream and recovery strategies in France in 2012.

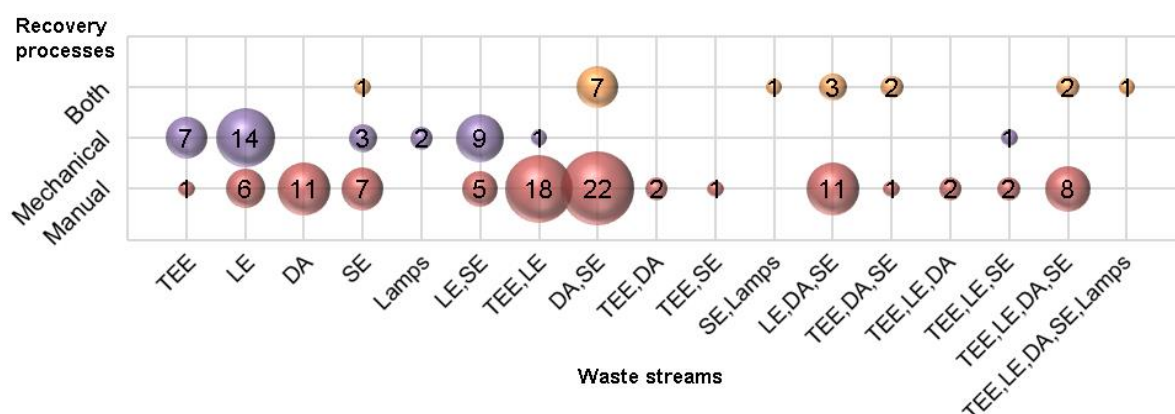


Figure 46. Number of recovery facilities per waste stream and recovery process in France in 2012.

4.2 Swedish IT remanufacturing organization

The remanufacturing case company is a small company that launched its business about ten years ago. It started as a result of frustration from the two founders over how computers were unnecessarily scrapped after use. The idea was to establish a treatment process so that laptops and other IT products could be reused at least once; to solve this, they set up a remanufacturing process. As an independent actor, the company buys used equipment and sells remanufactured equipment. Since the goods are to be returned to useful life once remanufactured, the information stored in the hardware needs to be deleted in a secure manner. Some applications require completely erasing all traces of information through a high security process.

The remanufacturing process today is not as comprehensive as desired by the remanufacturer. Initially, there is a manual inspection and a classification of the core quality. Then the core goes through some steps where original identifications are erased, the software is updated and the information on the hard drive is erased. The battery's condition is verified, and if it is not up to standard it will be replaced by a cannibalized battery. The remanufacturer has limited opportunities to remanufacture the exterior of the laptops and other electronic equipment. Design trends are sometimes in conflict with long use, or with use that does not damage the delicate surfaces that are attractive to the consumer at the moment of purchase but impractical in the long run. The company has long lists of design improvements, for

laptops primarily, that would greatly facilitate remanufacturing and also make more products remanufacturable. At present, many IT products are unnecessarily scrapped by the company because the exterior does not live up to the customers' high standards. The customers require the product to perform and look like new and a lower price is a must, while environmental aspects are not that prioritized in the Nordic market. Exterior requirements are not that strict in the eastern European market, which allows more products to be recovered.

However, being independent, the company has no influence over the design of the product. This means that some models are more easily remanufactured than others, and the products have some features that benefit remanufacturing and others that hinder it. For instance, some laptop covers have a "self-healing" coating. This means that if there are minor scratches on the surface, they are easily erased once the surface is polished. On the other hand, some covers are easily damaged. For instance, the trend with white screens proved to be very impractical as the white turned yellow after exposure to the sun.

There are quite a few design alterations that would facilitate the company's remanufacturing process. Some examples of microscopic information that could be useful in the design process are: "standardize AC adaptors on all laptops"; "minimize number of screws used to assemble the product"; and "allow easy access to memory card". The company sees potential in at least doubling the times that the product can be remanufactured if its design was better adapted accordingly. It has plenty of feedback to product design, but being independent, no channel to provide it through. In other value chains there are also many barriers for such feedback to reach the designers [10].

5. Discussion

Regarding the case study on macroscopic information (Section 4.1), we observed that not all the waste streams, recovery strategies and processes identified in Section 2.1 have been documented in the 2012 French survey on WEEE (ADEME, 2014b). Photovoltaic panels, remanufacturing, automated disassembly and semi-automated disassembly should be included in future surveys.

We have based our macroscopic model and case study on qualitative and quantitative analyses of the French compliance scheme. It would be desirable to carry out some in-depth analysis of other take-back systems, and, if possible, have information on the European WEEE take-back systems as a whole, to gain a more complete picture of the recovery situation of WEEE. For example, in the Swedish take-back systems there is strong civic support in environmental protection leading to high collection and recycling rates [Lee and Sundin, 2012]. However, there is not a strong drive to collaborate with stakeholders within the Swedish take-back systems [Lee and Sundin, 2012], and little information is transferred back to OEMs from the WEEE collectors, recyclers and remanufacturers since the information is normally not collected and demanded.

The retrieval of recovery-related information can be challenging nowadays. It requires organisation, time, and the involvement of different stakeholders. Figure 47 shows the existing and desirable information flows that we have identified. There are three organisations gathering information from recovery facilities; PROs, national agencies, and the WEEELABEX organisation. However, no feedback related to the recovery practices is fed back to them. For the French national agency, ADEME, the information is confidential, but the type of information gathered is public (see (ADEME, 2014b)). However, for PROs and the WEEELABEX organisations both the information and the type of information gathered remains confidential. In order to make information publicly available, transparency could be included as a minimum legal requirement in the Waste Framework Directive (European Commission – DG Environment, 2014). Policy measures could be seen as good incentives to improve the design of products (Ardente *et al.*, 2014); hence, policy makers should be able to access the infor-

mation. In an ideal situation, OEMs will work together with recovery facilities to promote the scenarios that allow improvement of the most resource-efficient solutions.

During the design phase different design strategies to enhance the environmental performance from a life-cycle perspective, specifically ecodesign strategies, should be applied. If the OEM does not consider the recovery phase during the design phase, by its own initiative, certain regulations or laws could help stimulate sustainable development. Design for recovery requirements could for instance be integrated into policy initiatives - push measures (e.g., the Ecodesign Directive) and/or pull measures (e.g., the EU Ecolabel).

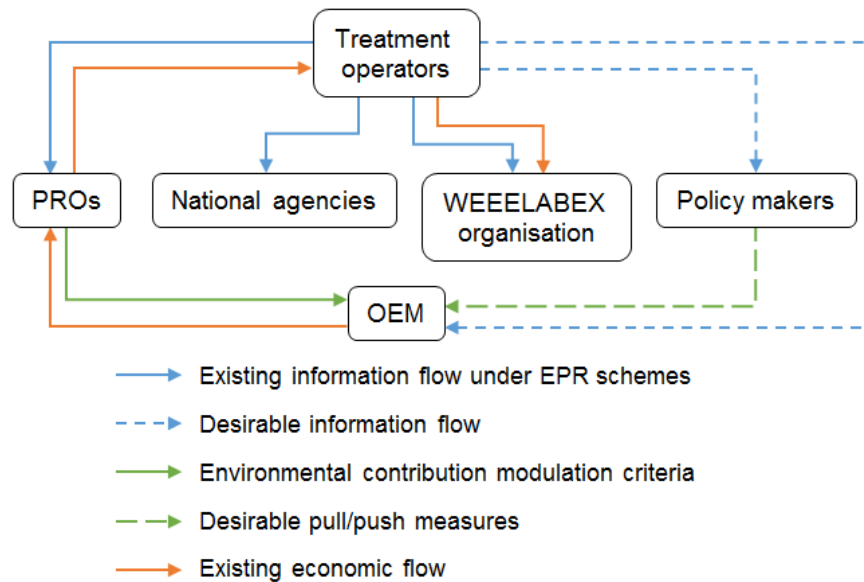


Figure 47. Existing and desirable information flows

To share and search for information is essential. In the case of remanufacturing, the problem might be that no one asks for the information feedback from remanufacturers. If the OEM is not remanufacturing, an independent third party like a national or international agency could be the one demanding access to information that could help improve the design of the products, similar to the WEEELABEX system for recycling centers.

Information needs to be interpreted and documented to eventually be turned into design knowledge. The knowledge about the recovery scenarios should eventually lead to integration in ecodesign methodologies. Thus, it is important to know not only the information flows but also the format of the feedback. The information could be transferred in many formats such as via documents, databases, digital pictures, recordings, animations etc. The digital information age facilitates the transfer of data. However, only digital information may not be sufficient. Ideally, dialogue between the parties will help increase the mutual understanding of their respective processes and particular needs. However, sharing information can be a highly sensitive subject, in conflict with intellectual property rights and so on. If handled by a third party, such aspects can be regulated and the information used to benefit the circular economy, where all parties are able to thrive while co-creating resource-efficient product life-cycles.

6. Conclusion

In this study we wanted to highlight the importance of information sharing between treatment operators and product design in order to improve design for recovery.

The case studies show examples of what information can be obtained from recovery organisations, both from a macroscopic and a microscopic perspective. Currently, the OEMs have limited access to information from the recovery organisations, and thus there is potential for increasing the information sharing between the actors. If the design was adapted for the intended recovery scenario, that should lead to more resource-efficient products.

Future studies will focus on how to integrate information from the recovery organisations in the design phase.

CHAPITRE 6. DESIGN FOR RECOVERY: APPLYING MULTIVARIATE STATISTICS TO DEFINE GROUPINGS OF FRENCH WEEE PRE-TREATMENT OPERATORS

This paper has been presented at the *20th International Conference on Engineering Design (ICED 2015)* in Milan, Italy, 27-30 July 2015, and has been published in its proceedings³⁵.

Abstract: Electronic appliances can follow different pre-treatment processes once they reach their end-of-use phase. To ensure their best recovery, their design has to meet the needs of the operators that are going to treat them. Design for Recovery methods have been largely developed in scientific literature for the last two decades. However, they are not properly adapted to the requirements of the different operators since they do not take into account the diversity of pre-treatment practices nor the reasons that lead to carrying them out. This paper first presents a qualitative analysis which allowed us to create a model containing the parameters that influence the functioning of French WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) pre-treatment centres. Then multivariate statistical analysis has been used to define groupings of pre-treatment operators. Further work will focus on building the bridge between the identified groupings and ecodesign methodologies.

Keywords: Design for X (DfX), Ecodesign, Recovery, WEEE.

1. Introduction

Waste management strategies have gained a lot of interest all over the world for the last decades. Proper handling of products at the end of their use phase helps protecting the environment and human health, thus moving towards a sustainable life. The European Directive on WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) (European Parliament and Council, 2003a) has encouraged countries to establish recovery infrastructures, also known as compliance schemes or recovery networks, to ensure the collection and the correct treatment of this kind of waste. At the beginning WEEE recovery was mainly achieved by direct shredding of products. Despite the technological progress related to this process, secondary raw materials are often polluted. Disassembling products before shredding them provides purer raw material and offers new solutions for their recovery such as reuse or remanufacturing (Haoues, 2006). A wide range of e-waste pre-treatment centres, also known as operators, exists nowadays. Figure 48 shows the main steps a product undergoes in the WEEE recovery network. The first one is the collection and consolidation of products in different waste streams. The second one is the pre-treatment phase, which consists on the separation of a product into hazardous and/or valuable components and materials (Tanskanen, 2013). The last post-treatment phase allows output fractions to follow further final treatment corresponding to different recovery scenarios, that can go from reuse to landfill, through material recycling or energy recovery, according to the WEEELABEX classification model (WEEE Forum, 2013a).

³⁵ Alonso Movilla, N., Zwolinski, P. Design for Recovery: Applying Multivariate Statistics to Define Groupings of French WEEE Pre-Treatment Operators. Proceedings of the 20th International Conference on Engineering Design (ICED 2015). Vol 4: Design for X, Design to X. Pages 051–060. 2015. https://www.designsociety.org/publication/37765/design_for_recovery-applying_multivariate_statistics_to_define_groupings_of_french_weee_pre-treatment_operators

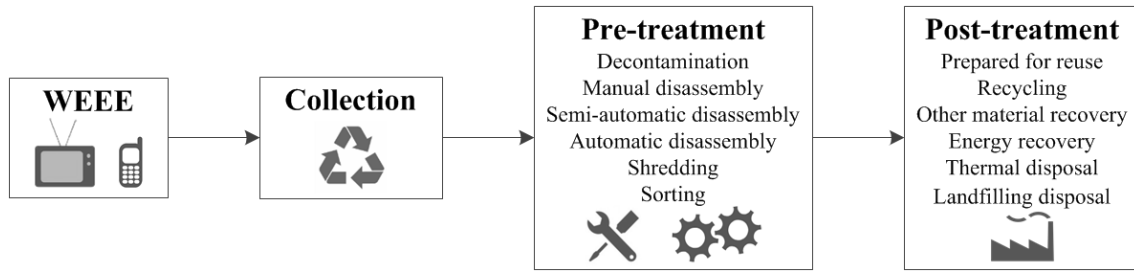


Figure 48. Main steps of the WEEE recovery network

Product design can render the different steps more or less efficient, especially the pre-treatment phase, which is the focus of our study. Indeed, the WEEE Directive, in addition to ensuring appropriate treatment of electronic waste, encourages manufacturers to promote the design of products in order to perform a more efficient recovery. However, designing a product to be properly recovered presents many challenges since it can be treated in different ways depending on the waste centre where it ends up. Designers should implement different requirements specific to the operators that will treat their products. But, what are the different categories of WEEE pre-treatment operators? And what are the parameters that define the type of operators who will recover a product?

2. Research methodology

The aim of this paper is to divide into groupings the different WEEE operators that exist nowadays. We noticed that the different pre-treatment processes are being increasingly studied in literature (see section 4.1). Nonetheless, there is an absence of a deep study of the reasons that lead products to carry them out. This paper presents a model containing the parameters that induce products to be treated by one operator or another (section 4.2). The model allows increasing the level of understanding of the expertise of the different pre-treatment operators. In order to develop the model we have carried out qualitative analysis of the French WEEE centres. We have made several assumptions about the relationship between pre-treatment processes and the identified parameters. We have realised multivariate statistical analysis using data about French WEEE pre-treatment centres of the year 2012 to verify those hypotheses and to stablish possible categories of pre-treatment centres (section 5). The groupings should represent the diversity of pre-treatment operators. Further detailed analysis of the different groupings would help better understand what they needs are so that they can be translated into design requirements.

3. State of the art

Recovery can be defined as the process of obtaining valuable products, components or materials from waste. To support the integration of recovery requirements during the product design phase, researchers have developed different methods and guidelines that are commonly found in literature under the name of Design for End-of-Life or Design for Recovery (Doyle *et al.*, 2011; Kwak and Kim, 2011). As shown in Figure 48, recovery encompasses a large number of different treatments. Some design methods focus on improving one single process like disassembly (Design for Disassembly) or recycling (Design for Recycling). Others consider a combination of different processes and scenarios, which some authors name Recovery System-Conscious Design (RSCD) (Mathieux *et al.*, 2008). The following subsections explore our preliminary literature review on Design for Recovery approaches that we have classified into four categories.

3.1 Methods based on guidelines

The first attempt to enhance product recovery was to develop design guidelines. Dowie and Simon (1994) developed Design for Disassembly and Recycling guidelines divided into 3 main categories: materials, fasteners and product structure. They pointed out that observations into recycling activities should be done regularly in order to keep the guidelines updated. Several universities and companies have carried out some studies in order to develop process-specific and prioritized guidelines accompanied by specific design strategies (Hultgren, 2012). A compilation of design for recovery guidelines for each WEEE stream has been published by French Producer Responsibility Organisations (PRO) (Froelich and Sulpice, 2013b).

3.2 Methods based on disassembly assessment

Kroll and Hanft (1998) suggested evaluating factors like accessibility, positioning, force, tools or time in order to calculate the disassembly design effectiveness. Haoues (2006) proposed material, liaison and structure indicators that assess the conditions of recoverability, separability and accessibility. Gungor (2006) developed an analytic network process that allows designers to choose appropriate assemblies having into account all life cycle phases.

3.3 Methods based on obtaining recovery rates

Methods based on obtaining recovery rates aim at defining the suitability of a product to be recovered in terms of weight or in environmental terms. To mention a few: QWERTY (Huisman, 2003), ProdTect (Herrmann *et al.*, 2005), or ReSICLED (Mathieux *et al.*, 2008). These methods have encouraged the drafting of a technical report by the International Electrotechnical Commission (2012) in which calculation method for recyclability and recoverability rate is presented.

3.4 Methods based on optimizing recovery scenarios

Design for Recovery methods are increasingly integrated into more comprehensive approaches that aim not only at providing design guidelines, disassembly indicators or recovery rates, but at optimizing all recovery scenarios of products and their components. IREDA (Xing *et al.*, 2003) and MGE (Tchertchian *et al.*, 2013) methods allow designers to choose product characteristics based on recovery scenarios. LeanDfD (Favi *et al.*, 2012) methods evaluate the performance of several recovery scenarios like reuse, recycling, remanufacturing, incineration and landfilling, where disassembly parameters as cost or time are needed.

3.5 Discussion on the state of the art

The literature review conducted in parallel with the study of French WEEE pre-treatment operators shows us that the Design for Recovery methods presented above are not properly adapted to the requirements of pre-treatment operators. They are very general since they do not consider that recovery processes are not done the same way everywhere for the same product family. Most methods are very theoretical since they are very focused on product features and do not include external factors related to the organisation of the compliance scheme that highly influence the recovery process. We observe an evolution towards more comprehensive and complex methods which are gradually adapted to current treatment practices. This research work would like to contribute to such methods.

4. Modelling the WEEE pre-treatment phase

4.1 Existing pre-treatment processes

WEEE recovery processes are widely studied in literature. Handbooks on WEEE review them regularly (Goodship and Stevels, 2012). In France, the Environmental Protection Agency (ADEME) publishes an inventory of WEEE treatment plants every two years in which different treatments are described (ADEME, 2014b). Figure 49 shows our understanding of the different pre-treatment processes that WEEE can perform. They are not exclusive: a product can carry out several processes one after the other with intermediate sorting activities prior to post-treatment.

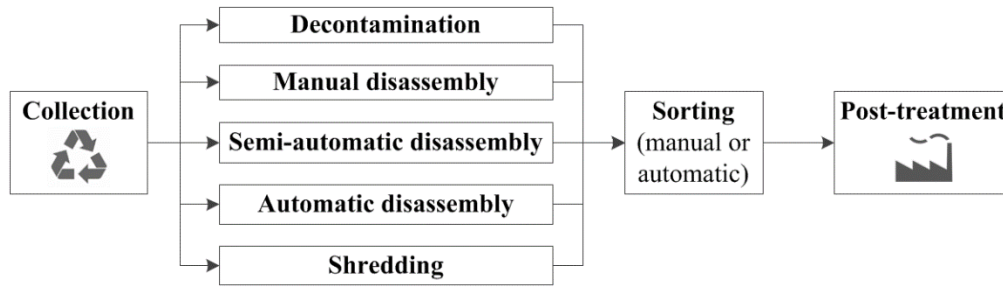


Figure 49. WEEE pre-treatment processes

A brief description of the five pre-treatment processes is provided below:

1. **Decontamination:** This process consists on removing hazardous substances that require selective treatment according to the WEEE Directive. One of the most representative decontamination processes is the extraction of cooling agents from old refrigerators.
2. **Manual disassembly:** It consists on operations that workers perform with hand tools. This kind of disassembly is the predominant practice (ADEME, 2014b; Duflou *et al.*, 2008). Manual disassembly can be destructive or non-destructive and reversible or non-reversible.
3. **Semi-automatic disassembly:** It is also called hybrid disassembly and it is a combination of manual and automated stations (Duflou *et al.*, 2008).
4. **Automatic disassembly:** This process takes place where all disassembly operations are fully automated. For most products it remains an academic goal, although we find this type of process in a French pre-treatment facility of Flat Panel Displays (FPD) (Veolia, 2014).
5. **Shredding:** It is a mechanical separation process in which products are inserted into machines that break or reduce them into different fractions. It can take place in the pre-treatment and in the post-treatment phase (WEEE Forum, 2014). During the pre-treatment phase it is called smashing or pre-crushing and products are opened so that workers can afterwards handpick hazardous substances. In the post-treatment phase products are reduced to smaller fractions that are automatically sorted.

4.2 Variables influencing pre-treatment processes

According to data from ADEME reports, the French compliance scheme has come to a stable situation in terms of quantity collected, number of operators and nature of treatment processes since 2011 (ADEME, 2015c, 2014b). These characteristics make it appropriate for us to study it in depth. The last inventory of treatment operators includes 196 plants that treated 460 800 tons of household waste and 108 000 tons of professional waste during the year 2012. A list of treatment operators is provided on

the published directory (ADEME, 2014c) as well as on the online database Sinoe®. We have realised a qualitative study of the 196 centres through the following data collection methods:

- Reviewing online information (websites, reports, videos) of the different operators.
- Informal discussions with recyclers during the visit of 3 treatment plants.
- Informal discussions with e-waste experts at the Pollutec fair (2012 and 2013).

Numerous parameters have been found to have a direct influence on pre-treatment processes. We have classified them into 5 categories: organization characteristics, incoming products, pre-treatment processes, output fractions and context. The different variables, the link between them and our hypotheses on how they affect pre-treatment processes are explained in the following subsections.

4.2.1 Organization characteristics

- **Type of organisation:** Operators can be companies or association. Associations usually belong to the Social Solidarity Economy (SSE) sector whose purpose is giving a second life to products and components by reusing them. In this case manual disassembly is typically performed.
- **Relationship with Producer Responsibility Organisations (PROs):** Most operators have contracts with PROs. This gives operators the possibility to invest on recycling equipment, and so carry out semi-automatic or automatic disassembly and mechanical treatment. Operators that have agreements with PROs to recycle e-waste material cannot separate products or components for reuse purpose. Only approved reuse centres can implement preparation for reuse activities.

4.2.2 Incoming products

- **WEEE stream:** WEEE ends up in different operators according to the stream to which they belong. In France there are 5 waste streams: Temperature Exchange Equipment (TEE), Large Equipment (LE), Small Equipment (SE), Screens and Lamps. Photovoltaic panels are a new stream from 2015. The stream Lamps is treated in the same way everywhere by direct shredding.
- **Type of use:** According to the users WEEE can be household (B2C³⁶), professional (B2B³⁷) or household equivalent (B2B with same product characteristics as household, like a personal computer). This classification has an influence on the collection channel (see next parameter).
- **Collection channel:** We believe the type of collection has a remarkable influence on the different pre-treatment processes. Figure 50 represents the different collection channels that exist.



Figure 50. WEEE collection channels in France

³⁶ B2C: Business to Consumer

³⁷ B2B: Business to Business.

- Collection centre: WEEE disposed on collection centres is considered household and it is treated by operators that have contracts with PROs (see section 4.2.1).
 - Retailer: Household WEEE can also be disposed at retailers. They will then send them to operators that have contracts with PROs for recycling or to approved reuse centres as SSE.
 - Social Solidarity Economy (SSE): See section 4.2.1.
 - Commerce and Industry (C&I): Household equivalent appliances are treated by operators that have contracts with PROs since 2012. Before 2012 they were considered as professional equipment and C&I had direct contracts with pre-treatment operators. According to our researches equipment collected through C&I is more likely to be reused than the one collected through collection centres or retailer.
 - Producer: Sometimes WEEE is collected by producers since they provide services and not product, like domestic routers. Those producers have direct contracts with operators to treat their WEEE and recover valuable materials. This is a very interesting channel from a design point of view since recyclers and manufacturers can easily exchange information.
- **Content and type of hazardous components:** Hazardous components have to be separated for selective treatment. We distinguish 2 types, the first being *fragile hazardous components* such as Cold-Cathode Fluorescent Lamps (CCFL) from electronic displays. These components are manually dismantled since mechanical treatments are not appropriate. The other type is *tough hazardous components*, like capacitors from SE that allow pre-crushing for afterwards handpicking them. If there are no hazardous components mechanical processes are preferred.
 - **Content of valuable materials:** WEEE with high valuable materials content is considered as urban mines. The ratio "quality/recovery time" is better when components are removed manually.
 - **Data storage equipment:** Professional WEEE that is used to store confidential data is subject to specific data secure destruction processes.
 - **Obsolescence:** Large obsolete equipment will not be recovered for reuse purposes even if they are still working. Products and components that are not outdated will be tested in order to see if they work or if they can be repaired. Designers should consider the rate at which the products are obsolete together with other parameters such as the product's lifespan (see section 4.2.5).

4.2.3 Pre-treatment processes

- **Process requirements:** Operators working with PROs have to achieve minimum recovery rates. Operators not working with PROs establish themselves internal requirements with usually higher target rates since they are able to reuse products and components. Sometimes the post-treatment centre fixes the requirements so that output fractions are treated in a proper way.
- **Quantity processed:** The more quantity processed the more likely it is to use semi-automatic or automatic disassembly or shredding. The same way, the less quantity the more manual disassembly and the most likely it is to carry on preparation for reuse operations.
- **Type of employees:** Many operators hire employees on professional insertion for no longer than 2 years, like SSE. Others hire people with some handicap. In both cases workers are principally asked to execute manual disassembly operations.

- **Treatment cost:** We make the hypothesis that treatment cost (measured in €/ton) has a link with the type of pre-treatment process and the quality of output fractions. This parameter doesn't suffer a lot of variations compared to recovery price (see 4.2.4).

4.2.4 Output fractions

- **Recovery scenario:** As shown in Figure 48, there are several possible recovery scenarios (post-treatments). Some scenarios require manual disassembly, like reuse or remanufacturing (in France). For the other recovery scenarios it depends on other parameters.
- **Recovery rates:** We believe that recycling and recovery rates have a correlation with pre-treatment processes. The higher the rates the less destructive the process is.
- **Recovery price:** The recovery price of output fractions is constantly changing. Operators have to adapt their processes and output fractions regularly depending on market circumstances.

4.2.5 Context

- **Production of WEEE:** This parameter depends on product's release date, end date, lifespan and amount put on the market. If the quantity of a particular product is growing, there is a chance that pre-treatment technologies will be developed (e.g. FPD). If, on the contrary, the production of WEEE is decreasing (e.g. Cathode Ray Tubes) there is also a chance that operators develop technologies to be more efficient in order to continue to work under PROs contracts.
- **Competition influence:** There are some WEEE streams in which there exists a lot of competition, like SE or screens. Processes in these streams can evolve easily. Other streams (LE, lamps and TEE) do not have so much competition, thus more stable processes can be expected.

5. Multivariate statistical analysis

We have carried out multivariate statistical analysis using data of French WEEE operators from the year 2012. The data has been collected by the French Environmental Protection Agency (ADEME). Collected data are confidential but ADEME agreed to share them with us for statistical purposes. From the identified 196 treatment plants, 169 have answered to the survey. Of these, 147 correctly reported the questions used in our study, resulting in a rate of 75% of the total. Operators are asked to provide information about the treatment processes they carry out for the different waste streams. They also specify the collection channels from which they got household and professional equipment. Table 7 shows the list of variables used for the analysis. All these variables are quantitative and are denominated in tons/year. Each of the variables does not match with one of the parameters described in the previous section, but they are a combination of two parameters.

Table 8 explains the meaning of the variables' abbreviations and its relation to the parameters of the model described in section 4.2.

Table 7. List of quantitative variables used in the PCA (units: tons/year)

Name of the variables used in the statistical analysis				
TEE_ReuseProd	LE_ReuseProd	Screen_ReuseProd	SE_Manual	Operator_H
TEE_ReuseComp	LE_ReuseComp	Screen_ReuseComp	SE_Mecha1	Other_H
TEE_Manual	LE_Manual	Screen_Manual	SE_Mecha2	PRO_P
TEE_Mecha1	LE_Mecha1	SE_ReuseProd	Lamp_Mecha1	Operator_P
TEE_Mecha2	LE_Mecha2	SE_ReuseComp	PRO_H	Other_P

Table 8. Description of the variables' abbreviations and relation to model parameters

Abbreviation	Description	Model parameter
TEE	Temperature Exchange Equipment	WEEE stream
LE	Large Equipment	WEEE stream
Screen	Screens	WEEE stream
SE	Small Equipment	WEEE stream
Lamp	Lamps	WEEE stream
ReuseProd	Product reuse	Recovery scenario
ReuseComp	Component reuse	Recovery scenario
Manual	Manual disassembly	Pre-treatment process
Mecha1	Direct shredding	Pre-treatment process
Mecha2	Shredding after decontamination	Pre-treatment process
PRO	Producer Responsibility Organisation	Collection channel
Operator	WEEE operators	Collection channel
Other	Private individual, commerce or industry	Collection channel
H	Household	Type of use
P	Professional	Type of use

We would have been keen to obtain data on environmental parameters (recovery scenarios for output fractions and recovery rates) and economic parameters (treatment cost, recovery price) for each operator. Nevertheless, PROs collect this kind of information and they keep it confidential.

Next subsection presents the multivariate statistical analysis applied in order to better understand the link between the quantitative variables and to define the different groupings of WEEE pre-treatment operators. It has been realised using the program Statgraphics Centurion XVI.II.

5.1 Principal Components Analysis: Grouping WEEE pre-treatment operators

Principal Component Analysis (PCA) is a method for reducing the dimensionality of multivariate data sets (Mardia *et al.*, 1979). The purpose of PCA is to obtain a small number of linear combinations of the variables that account for most of the variability in the data. We have used it as a tool to group pre-treatment operators by finding relationships between the set of quantitative variables. In order to reduce the dimensionality of the data, several PCAs need to be performed. The first PCA starts with 147 cases (operators) and 25 variables. We have analysed the values of the three principal components for each operator and we have seen that four operators have important high values for one or several components. In order to obtain consistent results we have removed them for the next analyses. Subsequently, the second PCA uses 143 cases and 25 variables. This time some variables are linearly dependent. They are *TEE_ReuseProd* with *LE_ReuseProd* and *TEE_ReuseComp* with *LE_ReuseComp*. Their component weights (CW) are essentially the same for all principal components. We interpret that the reuse of LE and TEE (white goods) is carry out by the same operators. We remove then *TEE_ReuseProd* and *TEE_ReuseComp* for next PCA. Third PCA uses 143 operators and 23 variables and there is no more linear dependency between variables. We analyse the value of the variables' CW to detect the ones that account for the least amount of variance (below the mean). We identify 6 variables. The fourth and final PCA ends up with 143 operators and 17 variables. Figure 51 shows the CW for the first three principal components of this final PCA. They accumulate the highest percentage of the variance, accounting for 37% of the variability in the data set.

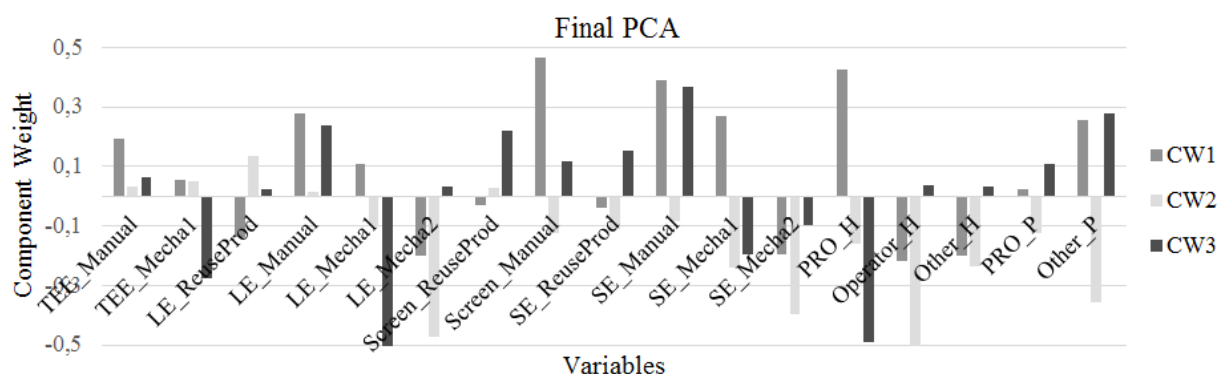


Figure 51. Component weights CW1, CW2 and CW3 for each variable

Component 1 (C1) has considerably positive weights for *TEE_Manual*, *LE_Manual*, *Screen_Manual*, *SE_Manual* and *PRO_H*. We can expect these streams to be dismantled manually when collected through PRO agreements. However, we also observe that Component 3 (C3) has negative weights for *TEE_Mecha1*, *LE_Mecha1* and *SE_Mecha1* and *PRO_H*. These streams are then likely to be mechanically treated when coming from PROs. This confirms our hypothesis (section 4.2.1) on how operators having contracts with PROs invest on machinery to carry out mechanical treatment. Screens, however, cannot follow any mechanical treatment because of their content on fragile hazardous substances. The difference between C1 and C3 is related to the treatment capacity. Mechanical treatment is done in larger quantities than manual disassembly, which is a logical result. C3 has larger positive weights for *LE_Manual*, *Screen_ReuseProd*, *SE_ReuseProd*, *SE_Manual* and *Other_P*. We interpret that the reuse and manual disassembly of "grey goods" (screens and SE) is related to the collection channel *Other_P*. This is a logical result that can be attributed to the renewal of IT equipment from C&I. We do not know how to interpret the high value of *LE_Manual* on C3 since we do not know the nature of the professional equipment that belongs to this waste stream. The negative weights effect of *LE_Mecha2*, *SE_Mecha2* on component 2 (C2) are associated with the negative weight of *Operator_H*. This is an expected result for LE since this kind of products are likely to be decontaminated by one operator (who usually is in charge of the collection of WEEE) prior to be sent to another for mechanical treatment. As far as we are aware and according to PROs annual reports no transfer of SE is done between operators, so this is unexpected for SE. The information of the PCA can be translated into 5 main groupings or categories of WEEE pre-treatment processes (see Table 9).

Table 9. Main groupings of French WEEE pre-treatment operators

Category	WEEE Stream	Collection method	Type of use	Pre-treatment process or recovery scenario
1	TEE	Producer Responsibility Organisation	Household	Manual disassembly
	LE			
	SE			
	Screen			
2	TEE	Producer Responsibility Organisation	Household	Direct shredding
	LE			
	SE			
3	LE	Private individual, commerce or industry	Professional	Manual disassembly
	SE			
4	SE	Private individual, commerce or industry	Professional	Product reuse
	Screen			
5	TEE	Operator	Household	Shredding after decontamination
	LE			

Each of the groupings or categories is defined according to four types of parameters: the WEEE stream, the collection method, the type of use and the pre-treatment process or recovery scenario.

5.2 Discussion on the multivariate statistical analysis

PCA proved to be a comprehensive tool that allowed us to reduce the dimensions of the dataset and to explore patterns in our data. The results from the statistical analysis support and clarify our findings from the qualitative study. We can see in Table 9 that WEEE that is directly shredded is collected through PROs agreements, as we indicated in section 4.2.1. It is also demonstrated that reused equipment is likely to be professional, as we stated in section 4.2.2. Screens are not following any mechanical treatment due to their amount of *fragile hazardous components*. There were some results that we did not expect, like the professional LE coming from C&I that is manually disassembled. This equipment may make reference to large printing machines or computer-mainframes. Further research is needed to better characterise our model.

We have not been able to confirm our entire hypotheses due to a lack of data on other parameters that we identified in our model. We are also aware that our PCA explains only a small part of the overall variability of the dataset (37%). The database comprises very sparse information that does not allow obtaining better results. It would be desirable to realise the analysis not only with data from French operators but also with data from other European countries. This will allow us to have a larger perception of how WEEE is pre-treated in Europe.

As indicated in section 1, design requirements should address the needs of WEEE pre-treatment operators. Designers should then be able to know where their products will end up and what the characteristics of the different operators are. The descriptive qualitative study followed by the statistical analysis allowed us to identify different categories of operators according to different parameters. The inclusion of these categories in Design for Recovery methods will enable designers to adapt the design of their products to the specifications of the different operators. In addition, designers should ensure that the requirements help increase the durability of products since waste prevention should be the first priority of waste management (European Parliament and Council, 2008).

6. Conclusion and future work

With this research work we wanted to overcome the lack of understanding of WEEE pre-treatment operators through the development of a (macroscopic) model containing the parameters that influence them. Multivariate statistics model PCA was used to give scientific evidence on how the different parameters are interrelated and to establish the main groupings of French WEEE pre-treatment operators. Ongoing work is focused on the development of a microscopic model that allows studying in depth the activities of one kind of operator. This work is carried out together with the Joint Research Centre of the European Commission in order to develop disassembly and material efficiency related support for the Ecodesign Directive 2009/125/EC. Special attention is paid to the identification of product features that would improve WEEE pre-treatment practices. Further work will concentrate on implementing our model, the different groupings and specific design guidelines and recovery indicators in a complete Design for Recovery methodology.

CHAPITRE 7. A METHOD FOR MANUAL DISASSEMBLY ANALYSIS TO SUPPORT THE ECODESIGN OF ELECTRONIC DISPLAYS

This paper has been published in the journal *Resources, Conservation and Recycling* in 2016³⁸.

Abstract: Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) is one of the fastest growing waste streams in contemporary societies. Proper treatment and recovery of WEEE is an important challenge not only because of its content on hazardous substances but also because it contains significant quantities of valuable materials. The pre-processing stage of WEEE recycling plays a major role in the recovery network, in particular when carried out through manual dismantling processes. Dismantling allows components to be separated prior to further treatment. However, recycling organisations usually find this particular stage considerably time-consuming, and hence expensive, since products are not designed to be easily dismantled. One particular waste stream that could reduce dismantling costs through an improved design is the stream of Flat Panel Displays (FPD). However, little detailed data is nowadays available on the dismantling processes, which prevent designing FPD according to the requirements of treatment operators.

The purpose of this paper is to propose a method for in-depth analysis of dismantling practices of electronic displays in order to obtain useful data for product design. The method is composed of three stages: (1) study definition, (2) data construction and (3) data analysis. The first stage allows setting out why, how and where the analysis will be performed. The second stage consists in describing dismantling operations in detail to construct a detailed and meaningful dataset. Finally, product indicators are developed and the best and worst design practices from a dismantling point of view are identified.

The approach is illustrated through a case study on the manual dismantling of 12 FPD. The sample was dismantled at one of the European recycling facility representatives. Data on the dismantling time spent on each component, operation and tool was obtained. Collected data can be used as empirical evidence to support the development of quantitative ecodesign strategies. Some examples of ecodesign strategies that can significantly reduce the dismantling time of the sample are given. This work opens perspectives on how the quantitative data from the recovery phase obtained within the study can be used in product design.

Keywords: Design for Disassembly, Ecodesign, Liquid-Crystal Display (LCD), Recovery, Recycling, Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE).

1. Introduction

Resource conservation is one of the great concerns of the 21st century. Waste prevention and management are seen as leverages since they help both developed and developing countries fight against pollution and make better use of natural resources. One of the most challenging types of waste to deal with is the one issued from consumer electronics, known as e-waste or Waste Electrical and Electronic

³⁸ Alonso Movilla, N., Zwolinski, P., Dewulf, J., Mathieux, F. A method for manual disassembly analysis to support the ecodesign of electronic displays. *Resources, Conservation and Recycling*. Volume 114, pages 42-58. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.018>

Equipment (WEEE) (European Parliament and Council, 2012). E-waste generation and recovery present particular challenges due to three main key characteristics (McCann and Wittmann, 2015): (1) the continued increased volumes; (2) the content on hazardous substances; and (3) the recycling costs. Indeed, e-waste recovery is subjected to economic impacts that are mainly influenced by the prices of secondary materials, the availability of markets for output fractions, the development of treatment technologies and the treatment requirements for particular product streams (Goodship and Stevels, 2012).

Another important characteristic of WEEE is its content on valuable materials that would be wasted if not properly recovered. WEEE is composed by a high variety of recoverable components and materials, some of which are listed as critical raw materials by the European Commission (European Commission, 2014). One of the main driving forces for prompting recovery of WEEE is the question of resource depletion (Hargreaves *et al.*, 2013; McCann and Wittmann, 2015). It is assumed that the recovery of waste and the use of recovered materials will imply a reduction of the use of natural resources (Huysman *et al.*, 2015).

The recovery process of WEEE can be divided into 3 main steps (McCann and Wittmann, 2015; Tanskanen, 2013)(McCann and Wittmann, 2015; Tanskanen, 2013): (1) the collection, (2) the pre-processing and (3) the end-processing. The first step is the collection and consolidation of WEEE in different streams, provided that an Extended Producer Responsibility (EPR) scheme is set up. The second one consists in the separation of products into different output fractions that can be hazardous ones or valuable components and materials. The final step is the conditioning of the output fractions according to the requirements of the organisations interested in purchasing them.

Because of the great diversity of products and materials, there exist different technical solutions for the pre-processing of WEEE (Goodship and Stevels, 2012). Discarded products enter a mix of processes that usually include a selective disassembly/dismantling³⁹ phase followed by mechanical processes (Mathieux *et al.*, 2008; Williams, 2006). Both processes have their benefits and limitations (Tanskanen and Takala, 2006). Selective disassembly is an important process in product recovery (Cui and Forssberg, 2003; Ilgin *et al.*, 2015). It allows the extraction of hazardous components, higher quality of valuable materials and it allows reusing components (Ardente *et al.*, 2014). Despite the fact that automated disassembly operations are being studied in the literature, they are nowadays not technically feasible and will probably not become economically feasible in the near future (Duflou *et al.*, 2008). Disassembly is currently carried out manually or semi-automatically, which is very labour intensive (Duflou *et al.*, 2008; Eriksen, 2008). Thus, WEEE disassembly takes considerable amounts of time that lead to high recycling costs (Cui and Forssberg, 2003; Williams, 2006).

In order to make the disassembly of electronic displays economically viable, it is necessary that Original Equipment Manufacturers (OEMs) integrate disassembly requirements in product development (Peeters *et al.*, 2015). Since some of the components to be removed are deeply embedded in the product (Ardente *et al.*, 2014), an optimisation of the product design could positively influence the efficiency of disassembly operations (Ardente *et al.*, 2014; Harjula *et al.*, 1996). Otherwise disassembly time could considerably increase, and time is considered as a critical factor for the economical profitability of disassembly (Eriksen, 2008).

Design for Recycling and Disassembly guidelines have been developed since the early 1990s (Active Disassembly Research Ltd, 2005; Dowie and Simon, 1994; Verein Deutscher Ingenieure (The Associ-

³⁹ ‘Disassembly’ refers to the careful, non-destructive removal of the parts of a product, while ‘dismantling’ refers to the potentially destructive removal of the components of a product that could destroy the functional integrity of the same (Ardente *et al.*, 2014). For reasons of simplicity, in this paper the term ‘disassembly’ will be used to refer both to disassembly and dismantling unless specified otherwise.

ation of German Engineers), 2009, 2002). Guidelines are a collection of instructions (Gries and Blessing, 2003) and tools (Vezzoli and Sciama, 2006) to *orient* the design activity towards the minimisation of the environmental impact of products. Nevertheless, current Design for Recycling and Disassembly guidelines lack precise recommendations, prioritizing and recyclability performance feedback (Peters *et al.*, 2012). Besides, there is a need for more specific guidelines that focus on one product and process at a time (Hultgren, 2012; Peters *et al.*, 2012).

There is also a tendency in developing indicators to measure the performance of products at their End-of-Life (EoL) (Cerdan *et al.*, 2009; iFixit, 2016; Issa *et al.*, 2015). They consist in absolute or relative measures that monitor the effective ecodesign implementation (Issa *et al.*, 2015). However, eco-design indicators for improving disassembly and recycling are very general and theoretical. They focus on product features and do not consider external factors related to the requirements of treatment operators⁴⁰ (Alonso Movilla and Zwolinski, 2015).

Vezzoli and Sciama (Vezzoli and Sciama, 2006) state that guidelines should indicate, as precisely as possible, those design decisions that have the major potential to be sustainable. For that, they need to be customised with the aid of environmental experts (Luttrupp and Lagerstedt, 2006). In the case of Design for Disassembly, the experts are treatment operators since they are the ones owning the knowledge and expertise on disassembly activities. European policy initiatives, such as the WEEE Directive (European Parliament and Council, 2012) or the Ecodesign Directive (European Parliament and Council, 2009), also highlight the cooperation needed between producers and recyclers in order to support the disassembly of WEEE through design.

Several research studies have been undertaken between academics, companies and WEEE treatment operators for the last years to obtain ecodesign recommendations (Froelich and Sulpice, 2013b; Hultgren, 2012). We have noticed that developed guidelines are mainly based on discussions, interviews or surveys, hence based on subjective perceptions. Other researches produce quantitative data from general analyses of the disassembly processes, i.e., the case of LCD disassembly (Ardente *et al.*, 2014; Ryan *et al.*, 2011). However, the data provided do not constitute enough empirical evidence to support the development of specific and measurable design guidelines. This is mainly due to the absence of the application of a systematic method that allows studying in depth the disassembly activities of treatment operators.

The aim of this paper is to develop a method that enables the detailed and systematic analysis of disassembly activities in function of disassembly ability. We hold on to the hypothesis that such an analysis will provide solid evidence to support the development of quantified indicators and specific design guidelines adapted to the requirements of treatment operators. Since each WEEE stream and each recovery process has their own special features, the method focus on one case study that is been widely studied in literature, which is the recycling of Flat-Panel Displays (FPDs) through manual dismantling operations. We have chosen this type of device since up until the beginning of the 2010s only small quantities of FPDs were recorded at waste collection facilities (Salhofer *et al.*, 2011). However, nowadays the amount of wasted FPDs is constantly growing and recycling infrastructures have been developed.

FPD televisions' shipments in the world are expected to reach a record of 265 million units in 2015, and are expected to grow 5% each year (IHS, 2015a). The type of FPD analysed are Liquid Cristal Displays (LCDs) since the current FPD market is mainly dominated by this type of devices (IHS, 2015b).

⁴⁰ 'Treatment operators' are entities performing operations with WEEE that may include collection, handling, shipping, sorting, storage, transport, trading, treatment, or preparing for re-use (WEEE Forum, 2013a).

The outline of the article is as follows: Section 2 shows some background information about LCDs that helps better understand the case study. Then, a literature review is carried out on disassembly terms to better understand the vocabulary used in this field and on previous studies on LCD dismantling analyses (section 3). Section 4 presents the foundations of the method for in-depth analysis of manual dismantling operations. At the end of the section we explain how it enables to provide reliable information for the design stage. In section 5 the method is implemented to the dismantling of 12 LCDs that took place in one representative treatment operator in Italy. Section 6 presents the benefits and drawbacks of the proposed method. It also discusses the potential use for designers and policy makers through the development of specific and measurable design guidelines. Finally, conclusions and future research directions are presented in section 7.

2. Background information on electronic displays

There are different types of LCDs depending on the technology used for light sourcing. The two main ones are backlights consisting of Cold Cathode Fluorescent Lamps (CCFLs) and of Light Emitting Diodes (LEDs). There is an important difference between the two technologies from a recovery point of view: CCFL tubes contain mercury and therefore are considered as an hazardous component that have to follow selective treatment (European Parliament and Council, 2012). For this and other reasons CCFLs are largely replaced by LEDs, and CCFL backlight technology will disappear soon (Templier, 2014). Nevertheless, our study focuses on CCFL LCDs since the types of LCDs that are being collected and recovered nowadays are made up of CCFLs. Indeed, the predominant type of LCDs produced until the year 2010 was CCFL (Display Search, 2009) and the median lifespan of FPD is 10 years (Bakker *et al.*, 2014). It is important, however, to keep in mind that LCD with CCFL and LED present a similar structure and characteristics and hence similar disassembly processes apply to the two types of LCDs (Juchneski *et al.*, 2013).

2.1 LCDs composition

The composition and the general structure of LCDs remain unchanged from supplier to supplier and among different screen sizes (Elo and Sundin, 2014a; Ryan *et al.*, 2011). However the specific location of Printed Circuit Boards (PCBs), speakers, cables and screws as well as screw types can differ widely between different LCDs, even within manufacturer families (Ryan *et al.*, 2011). The main components and subassemblies are shown in Figure 52, except for the cables. The PCBs that appear in every unit are the Small Signal Board (SSB) or Mainboard, the Power Supply Unit (PSU), the Time Controller (T-CON) and the Ballast (one or two), but there can be others as well.

Apart from the CCFL tubes, there are other components containing hazardous substances that have to be removed from any separately collected WEEE according to the WEEE Directive (European Parliament and Council, 2012). These are LCDs of a surface greater than 100 cm² and PCBs greater than 10 cm². The LCD panels are made up of a number of layers and contain 25 or more components (Ryan *et al.*, 2011). Their recycling can be relevant in the future for their content of scarce metals and critical raw materials such as indium (Ardente and Mathieux, 2014). PCBs usually contain epoxy resin, fiberglass, copper, nickel, iron, aluminium and a certain amount of precious metals such as gold and silver (Zeng *et al.*, 2012). PMMA boards contain valuable plastics. They are key components to be extracted and sorted during the recycling of LCDs (Ardente *et al.*, 2014).

In terms of material content, LCDs are made up of (Peeters *et al.*, 2012) a considerable amount ferrous metals (47%) and plastics (33-34%), followed by glass (7-9%), PCBs (6-7%), non-ferrous metals (3-4%), cables (1%) and other materials (1%) (Peeters *et al.*, 2012; Ryan *et al.*, 2011).

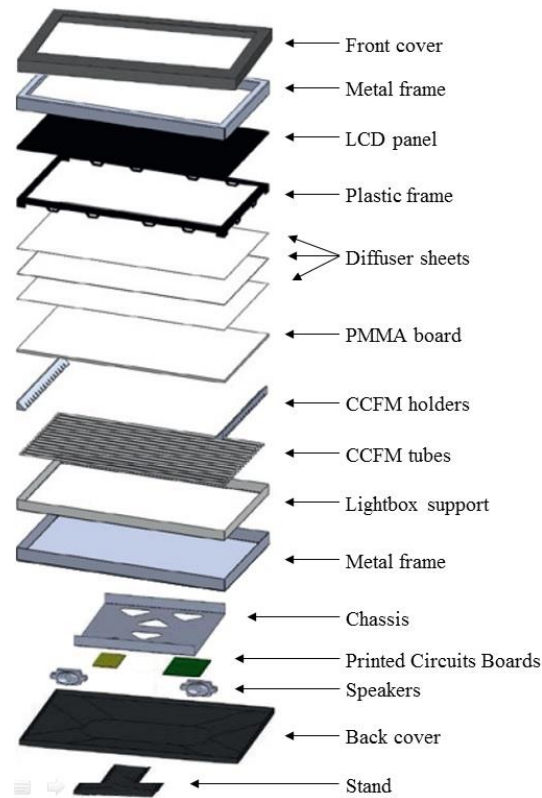


Figure 52. General structural design of CCFL LCDs. Modified from (Elo and Sundin, 2014a).

2.2 LCDs pre-processing

Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) state that the pre-processing of LCDs through manual dismantling processes is the most representative scenario in Europe. They got this statement confirmed by scientific literature and recyclers.

Shredding or bulk recycling (Williams, 2006) consist in size reduction and liberation of materials to be prepared for refining process (Cui and Forssberg, 2003; Kang and Schoenung, 2005). Mechanical processes mean lower operating cost but they do not allow to recover valuable substances that are found in small quantities such as rare earths or precious metals (Chancerel *et al.*, 2009). In the case of CCFL LCDs, not only a low value can be recovered from shredding them but, more importantly, recovery targets defined by the WEEE Directive are not achieved (Peeters *et al.*, 2012).

Automatic disassembly processes have started to emerge within some treatment operators, e.g. Veolia© in France (Veolia, 2014) or ALR Innovations© in Ireland (ALR Innovation, 2015). The latter was co-developed by the University of Limerick as well.

On-going research is being done to investigate the application of semi-automatic processes. Elo and Sundin (Elo and Sundin, 2014b) have discussed the possibility to implement semi-automatic processes for the pre-processing of LCDs such as circle saw, water jet, milling, cutting and laser cutting, but no treatment operator has yet adopted these semi-automatic processes to our understanding.

3. Literature review

This section presents first a literature review of disassembly terms used to describe disassembly operations. Then a state-of-the-art LCD disassembly analyses that have been carried out in the last five years is presented. The section ends with a discussion of the literature review performed, highlighting

the limitations of the presented studies and establishing the basis of the method for LCD dismantling ability analysis that we propose in section 4.

3.1 Disassembly-related terms found in literature

Design for Disassembly has been a hot topic in academic research since the first researches started more than two decades ago with the work of Boothroyd and Alting (Boothroyd and Alting, 1992) and Jovane *et al.* (Jovane *et al.*, 1993). It has been and it is studied under different viewpoints, such as selective disassembly (Kara *et al.*, 2006; W. D. Li *et al.*, 2013), disassembly sequence planning (Smith and Chen, 2011; Tang *et al.*, 2002) or even virtual reality simulation (Srinivasan *et al.*, 1997). So far, to our knowledge, no research has been carried out to analyse and consolidate the terms that define the activities taking place during the dismantling process. For this reason we have collected a list of terms that different authors used to describe manual disassembly operations (see Table 10). The terms come from a selection of five articles that contain a high number of disassembly process related terminology from the beginning of the 2000s until now.

Table 10. Literature review on terms related to manual dismantling processes.

Gupta and Gungor (Gupta and Gungor, 2001)	González and Adenso-Díaz (González and Adenso-Díaz, 2006)	Kara <i>et al.</i> (Kara <i>et al.</i> , 2006)	Bentaha <i>et al.</i> (Bentaha <i>et al.</i> , 2014)	Peeters <i>et al.</i> (Peeters <i>et al.</i> , 2015)
• Cumulative time • Cycle time • Disassembly direction • Disassembly line • Disassembly task • Idle time • Number of stations • Perform task • Removal of part • Station • Workstation	• Breaking the joints • Component • Component removal • Detached component • Joint • Positioning • Set of components • Set of joints • Standard time • Time for breaking the joint • Time for removing a component • Tool changing • Unfastening operations	• Component • Connection • Constraints • Disconnection • Fastening elements • Liaison • Parts • Removal of the screws • Selected parts • Subassemblies • Task • Terminating liaison • Time for removing each part	• Cycle time • Disassembly task • Handling tasks • Operation • Parts • Predecessor • Recovered parts • Relationships • Removing parts • Removing components • Successor • Task time • Time constraints • Workstation	• Component • Disconnect fasteners • Fastener • Localize fasteners • Release fasteners • Remove targeted components • Step • Tasks • Tool positioning

The terms shown in Table 10 have been analysed and classified into five categories: product composition, actions, disassembly area, assignments and time-related indicators (see Table 11).

Table 11. Classification of the manual disassembly terms reviewed.

Product composition	Actions	Disassembly area	Assignments	Time-related indicators
• Component	• Break	• Station	• Operation	• Cumulative time
• Part	• Disconnect	• Workstation	• Step	• Cycle time
• Connection	• Localize		• Task	• Idle time
• Fastener	• Position		◦ Disassembly task	• Task time
• Joint	• Release		◦ Handling task	• Time for breaking the joint
• Liaison	• Remove		◦ Perform task	• Time for removing a component
	• Tool change			
	• Unfasten			

Some terms are found to be used as synonyms: component and part (although a part could also be a subassembly, which is composed by several components); remove and release; connection, fastener, joint and liaison. The terms used to describe assignments (operation, step and task) are worth a definition in order to avoid ambiguity. According to Collins dictionary a task is *a specific piece of work required to be done as a duty or chore* (Collins English Dictionary, 2015a). A task can be interpreted as a pre-processing goal, meaning the reason why the processes are carried out. For instance, one task could be: remove hazardous substances from WEEE. The same dictionary define step as *one of a sequence of separate consecutive stages in the progression towards some goal* (Collins English Dictionary, 2015b). Thus, we consider that the completion of several steps is needed to accomplish one task. An example of a step could be: remove the back cover of electronic displays. Finally, an operation is defined as *a process, method, or series of acts, especially of a practical or mechanical nature* (Collins English Dictionary, 2015c). Operations are the actions needed to realise a step. For instance, the second column of Table 11 shows examples of different operations. It can be stated that there exist different levels of accomplishment of the assignments. A task is composed by different steps and a step is composed by unitary operations that describe the actions that take place during the disassembly process.

3.2 Studies on LCD disassembly analysis

Different studies focusing on the analysis of LCDs pre-processing have been carried out. We are especially interested in those that analyse the dismantling time, since it has been stated in literature that it is a good indicator of a successful or unsuccessful design in terms of disassemblability (Kroll and Carver, 1999; Santini *et al.*, 2010; Vanegas and Peeters, 2013; Yi *et al.*, 2003). A successful product design will contribute to the reduction of the disassembly time and consequently to the pre-processing costs.

Ryan *et al.* (Ryan *et al.*, 2011) focused on characterising the LCD composition and its waste stream. They aim at identifying the overall structure of LCDs and classifying the material types present. An analysis of 17 LCD units of different size, brands and models was carried out to see the variation between the internal structures. It was observed that all LCD units share same composition and structure. They also record the time taken to disassemble each unit. They analyse what factors influence disassembly time and they identify the followings: screw position, heat shielding, quantity of screws, presence of adhesive tape and the size of the screen.

Another study focus not only on obtaining the material composition but also on estimating whether the revenues from the recycling of components and materials cover the cost of the pre-processing through

manual dismantling operations (Salhofer *et al.*, 2011). Besides the material balance, the dismantling time per unit was recorded.

Letcher (Letcher, 2011) analysed the dismantling of new and old LCD televisions to examine their evolution from an assembly/disassembly point of view. The author shows that the dismantling time of new televisions is 25% less the time for old displays thanks to a better design of the displays (e.g. a more rational layout, the use of less fasteners, metal parts and PCBs). However, it is pointed out that the time for dismantling may progressively increase again as the size of screens increases (see section 5.1.4 for more information about screen sizes evolution).

A study by Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) analysed current and potential future recovery management of FPD and identifies recommendations for producers, recyclers and policy makers. They observed the dismantling of 25 LCD monitors and 42 LCD televisions in order to propose measures based on maximum disassembly time thresholds of extracting key components, i.e. PCBs, LCD panels and PMMA boards. For that, ‘on-site’ measurements were taking in an Italian recycling plant using chronometers. They concluded that more time is generally required to extract the key components of larger displays. However, a lot of variability was observed in time measurements for displays of similar sizes.

Several studies have been recently published by researchers from KU Leuven (Belgium) on the analysis of the dismantling time of LCDs. Vanegas *et al.* (Vanegas *et al.*, 2014) analysed the environmental relevance of stabilising maximum disassembly times to key components by carrying out Life Cycle Assessment. In-depth analyses of both material composition and disassembly times for LCDs TVs and monitors were performed. They identified most relevant components depending on how they contributed to the economic or environmental gains. Unlike Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) they found no correlation between screen size and disassembly time. They also studied the disassembly operations needed to remove the back cover utilizing a camcorder. Their results showed that 42% of the time for dismantling the back cover was spent looking for hidden fasteners and trying to remove it while still attached. They highlighted the importance on making some improvements on the visibility and accessibility of the fasteners.

In another paper, the same authors underline that facilitating visibility of fasteners is inconsistent with the trend of miniaturization and aesthetics constraints (Peeters *et al.*, 2015). In this article they focus on the development of innovative, elastomer-based fasteners for active disassembly. They measured the time for 3 experienced employees to manually dismantle the components from LCD TVs. To gain insight about the disassembly operations that are most time consuming they analysed in depth the dismantling of the back cover with the help of video recordings. More than 60% of the time was required for tool positioning, localizing additional screws and unsuccessful trying to remove the back cover. Lastly, they evaluate the disassembly efficiency of the developed elastomer-based fasteners. They conclude that disassembly efficiency of back covers can improve by 70%-90% with the implementation of those fasteners.

Table 12 summarizes and compares the different studies.

Table 12. Analysis of recent studies on time for dismantling LCDs presented in chronological order

	Ryan <i>et al.</i> (Ryan <i>et al.</i> , 2011)	Salhofer <i>et al.</i> (Salhofer <i>et al.</i> , 2011)	Letcher (Letcher, 2011)	Ardente <i>et al.</i> (Ardente <i>et al.</i> , 2014)	Vanegas <i>et al.</i> (Vanegas <i>et al.</i> , 2014)	Peeters <i>et al.</i> (Peeters <i>et al.</i> , 2015)
Aim of the study	- Identify the overall structure and characterise composition - Analyse factors influencing disassembly time	- Study quantities, composition and recycling technology - Provide economic impacts	- Analyse the dismantling of old and new LCDs - Develop processes for their sustainable recycling	- Analyse current and future end-of-life management - Identify recommendations for producers, recyclers and policy-makers	- Analyse the environmental relevance of stabilising maximum disassembly times - Provide insight on how to decrease disassembly time	- Develop innovative elastomer-based fasteners - Compare disassembly time for classic and innovative fasteners
Sample dismantled	17 LCDs - Variety of manufacturers - Screen sizes: 20"-40"	47 monitors of 15"-42". Frequent size: 17". 41 TVs of 15"-42". Frequent size: 32".	19 LCD TVs over 24" produced since 2006 7 newly designed TV over 24" from 2010	25 LCD monitors 42 LCD TVs	Composition identification: 153 LCD TVs Disassembly time analysis: 73 TVs; 27 monitors	77 CCFL LCD TVs 13 LED LCD TVs
Results	- Total disassembly time - Average time of complete disassembly: 14 min - Material type and weight - Components type and weight	- Cost and revenues from dismantling LCD monitors and TVs - Average time for dismantling: - Monitors: 18 min - TV sets: 24 min	- Comparison of thicknesses, weight, screen size and dismantling time for old and new LCD TV's - Newer displays: Dismantling time reduction of 25%.	- Disaggregated figures on time taken to dismantle PCBs and LCD panels - Establishment of maximum time for dismantling thresholds	- For each component: Environmental impact, monetary value; mass and disassembly time - Average disassembly time: - Monitors: 9 min. 47 s. - TVs: 7 min. 59 s.	- Disassembly time for each component - Detailed operations and time required to remove 23 back covers
Disassembly place	Non-specified	Austrian recycling facility	Non-specified	Recycling facility in Italy	Belgian recycling facility	Recycling facility
No./type of workers	Non-specified	Non-specified	Non-specified	2 experienced workers	3 employees	3 experienced workers
Tools used	Non-specified	Non-specified	Non-specified	Electric screwdriver, wire cutter, wrenches, pliers, hammers	Pneumatic screwdriver, bits, drill, pliers, wire cutters, chisel, hammer.	Pneumatic screwdriver, scissors, small chisel.
Method for dismantling time analysis developed	Not explicitly	Not explicitly	Not explicitly	Development of a method for 'on-site' dismantling time measurement	Not explicitly	Not explicitly
Video recordings	No	No	Only for 2 LCD units	Only for some analysed displays	Yes	Yes

Among the different studies there is a diversity of aims, product samples and results. First studies aimed at understanding this particular waste stream by analysing its composition and structure. They focus not only on analysing the dismantling time, but also the recovered material by calculating recycling rates and the economic profit, comparing benefits and costs of the pre-processing of LCDs. More recently, studies aimed at proposing product policy measures or at developing innovative fasteners. In nearly all studies the authors propose general guidelines but not specific design strategies that are quantitative and measurable. Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) attempt to specify maximum thresholds for the time taken to remove key components. However, a standardized method that enables the

measurement of dismantling time in a realistic way has not been developed so far (Mathieux *et al.*, 2014).

The average disassembly time for LCDs is higher for older studies. This can be due to an improvement in the design of products, to an enhancement on working conditions or to more experienced and faster workers. The lack of information about the conditions in which most of the analyses took place prevents us from making conclusions. The fact that the disassembly place is not specified in the studies by Ryan *et al.* (Ryan *et al.*, 2011) and Letcher (Letcher, 2011) makes us think that they were realised in a testing area with no experienced workers. This could be due to the rarity of recycling facilities treating FPD back in 2011. Recent studies, on the contrary, are carried out in recovery facilities under real working conditions.

There is an evolution into better described and set out studies. More information is provided about the facility, the workers or the tools used, although without following a developed method that orient the studies. More detailed description in the operations is also given recently thanks to the use of video recordings. Detailed time analysis of disassembly operations is given whenever camcorders are used for some LCD components, i.e., key components for Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) and the back cover for Peeters *et al.* (Peeters *et al.*, 2015). However, their results do not show all the information that could be extracted from the videos. On top of that, there is no uniform nomenclature for the dismantling operations among the different studies. This might be due to the lack of a description of the operations that take place during the dismantling process.

The papers do not explicitly specify that the analyses were carried out in a systematic way through a structured method that could be reproduced. As a consequence the different studies do not reflect their potential for the research and design community. In addition, none of the reviewed studies bring the dismantling expertise back to product designers through the in-depth analysis of the treatment operator's activities.

There is a need for a method that enables the detailed and systematic analysis of disassembly activities in order to provide comprehensive insight about the disassembly processes. Such a method will allow gathering empirical evidence in the form of product disassembly ability indicators that can be used to support the development of specific, measurable and quantitative ecodesign guidelines. The next section shows how the proposed method attempts to address these challenges.

4. Theoretical presentation of the method

In order to be systematic and structured, the method is composed by several steps that have been grouped into three main stages (see Figure 53). The method has been developed and applied to the case study simultaneously. For this reason, this section presents a quick overview of the three stages while the next one describes in detail the different steps.

The first stage is the definition of the study. This stage allows, on the one hand, expressing clearly what the aim of the study is through the choice of the recovery scenario and the recovery performance indicators. On the other hand, it enables to precisely set out how the analysis will be performed through the choice of the data collection method and the definition of the sample characteristics, including the treatment operator where the analysis will take place.

The second stage corresponds to the recording and the construction of the data in an annotation tool. Data is first collected then codified thanks to the definition of a coding scheme. The coding scheme allows developing a nomenclature of the disassembly activities. The more detailed the operations are described, the deeper the analysis of the dismantling activities would be.

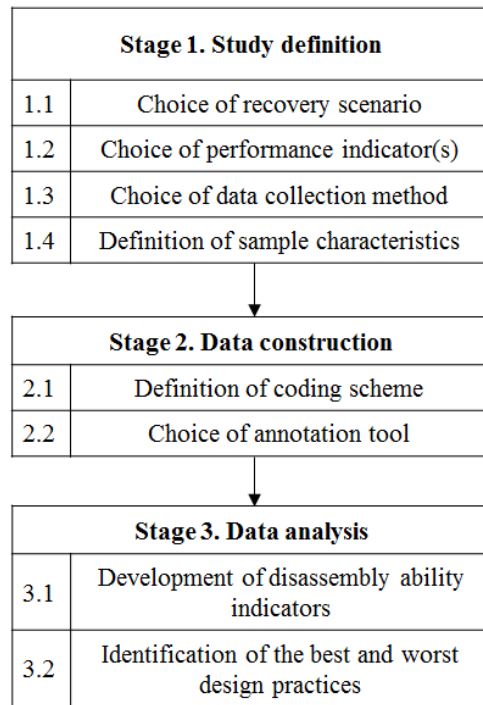


Figure 53. Stages and steps of the method for dismantling analysis

The third stage consists in analyzing the dataset in order to obtain the indicators specified at the first stage. The indicators are represented in the form of tables and charts. The last step is the identification of the best and worst design practices from a disassembly point of view. These steps allow bringing back the expertise of the dismantling activities to the design stage.

In the next section we explain and illustrate every step of the method for analysing the dismantling of electronic displays through its application to a case study.

5. Implementation of the method: obtaining disassembly ability indicators for electronic displays

5.1 Stage 1: Study definition

5.1.1 Choice of recovery scenario

The first step is to choose the recovery scenario. It means determining what waste stream, recovery strategies and recovery processes will be analysed (Lindkvist *et al.*, 2015). This step is important since different recovery scenarios require different requirements from a design point of view.

The recovery scenario chosen for the case study is composed of the following elements: LCDs with CCFL backlights as the waste stream, recycling as the recovery strategy and manual dismantling as the recovery process.

5.1.2 Choice of performance indicator(s)

In order to measure the effectiveness of the recovery scenario, it is necessary to specify the performance indicators as well as their measuring units. Some indicators used in the studies reviewed in section 3 were the material recovery, the economic profit and the disassembly time. The units of measure will depend on the indicator. They can be based units (kg, s, etc.), derived units (kg/s, etc.), currencies (€, \$, etc.) or others.

The performance indicator that measures the recoverability in this case study is the dismantling time. The fastest the dismantling is done, the more the recoverability increases. The measuring units are minutes and seconds.

5.1.3 Choice of data collection method

The data collection method depends on the recovery scenario, on the performance indicators and on the level of accuracy of the study. The main data collection methods that could be used are questionnaires, interviews, direct observations and reporting (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1999). Making measurements through direct observation is the most accurate method (Taylor-Power and Steele, 1996a). However, a combination of direct observations and other methods could provide a way to validate the findings and increase validity (Taylor-Power and Steele, 1996a).

Direct observation provides the opportunity to document the disassembly activities in detail. It can be carried out through observation guides, checklists, field notes and video recordings (Taylor-Power and Steele, 1996b). Recording observation on video is the recommended method when instantaneous observations are difficult (Taylor-Power and Steele, 1996b). Once again, the methods may be combined to meet the particular needs of the study.

The principal data collection method used in the case study was direct observation. The observations were recorded with a digital video camera to be analysed in detail later on. The camera was fixed to a tripod and one person was in charge of turning or zooming in order to capture every detail of the dismantling operations.

‘On-site’ annotations were taken on observation sheets that were prepared beforehand for each dismantled LCD. Each data-sheet included the following elements: brand, model, size, mass, state of the LCD (good, fair or poor), starting and end dismantling time as well as an area reserved for unstructured notes.

5.1.4 Definition of sample characteristics

This step consists in deciding where the observations will take place and what the characteristics of the products to analyse will be. Decisions about sampling depend upon population size and the resources available (Taylor-Power, 1998). If the recovery scenario to be studied is carried out by several treatment operators, then a representative operator for the particular scenario should be chosen.

It would be appropriate to provide some information about the treatment operator such as characteristics of the pre-processing area, type and experience of the employees, description of the tools and machines used or any other information that helps better understanding the processes.

Regarding the products to study, it will be necessary to specify the characteristics of the sample. They may include: type of products, amount (number or tons), size, mass, year of manufacture, etc.

In our case study the observations took place in Relight®, an Italian company that recycles different WEEE streams. It is considered as a European representative operator for our recovery scenario, the recycling of LCDs through manual dismantling processes. Previous studies have been also realised with this treatment operator (Ardente *et al.*, 2014).

The dismantling operations were realised by two experienced workers. Each of them had the following tools: a cordless screw gun, a set of bits, cutting pliers, a screwdriver, a hammer and a magnet. The workers were equipped with personal protective equipment to protect themselves from injury or infection.

The dismantling area was composed of two tables, one for each worker, surrounded by different containers where the output fractions are placed. At the moment of the analysis there were up to 11 different containers: ferrous metals (rich and poor), non-ferrous metals, plastics, PCBs (rich, medium and poor), cables, LCDs, PMMA, diffuser sheets and CCFLs. According to Relight© the types of containers vary continually depending on the economic requirements of the market.

The sample of the products to dismantle was prepared in advance by Relight© according to the following criteria: LCD TVs with screen size not smaller than 32" and preferably higher than 40". We chose these characteristics since there is a strong consumer demand for larger LCDs (IHS, 2015a). Profit margins fall for 32-inch LCD and manufacturers are expected to shift their 32-inch LCD production to larger sizes (IHS, 2015c). In addition, a growth of 27% is expected for displays of 49" to 55" and 36% for displays of 58" to 65", while displays smaller than 40" will grow less than 2% (IHS, 2015a). However, it was not possible to analyse the dismantling of such big screens since they have not reached their EoL yet. Their presence at treatment operators' facilities is expected in the years to come.

In total 12 EoL LCD TVs from the Italian collection system were dismantled at Relight©, comprising 9 different models from 6 different brands. The fact that the sample is composed of 12 displays –rather than a larger number, as in most of the reviewed studies in section 3- is due to the high amount of time analysing each video requires.

The characteristics of the sample are shown in Table 13. The identifier (ID) ID of LCD corresponds to the chronological order in which they have been dismantled. The year of manufacture was obtained on the French website www.lcd-compare.com since this information regarding the manufacturing year did not appear in 7 of the 9 different models. The other data shown in the table was obtained at Relight©. The average weight of the LCDs is 18.25 kg with a standard deviation of 3.8 and the average size is 37.9" with a standard deviation of 4.1. Their average age has been calculated in months in relation to the date of the study (November 2014) and is of 88 months (equivalent to 7 years and 4 months) with a standard deviation of 14.7. The state of almost every display was good. Some displays present a "Fair" state. This is due to a broken screen (ID5, ID6) or to some missing components (ID10, ID12).

Table 13. Sample of LCDs selected for dismantling at the treatment operator facility.

ID	Brand	Model	Size (inches)	Mass (kg)	Release date	State	Worker
1	Brand 1	Model 1	37	19	04/2008	Good	1
2	Brand 2	Model 2	32	12	05/2008	Good	1
3	Brand 1	Model 3	32	13	04/2007	Good	1
4	Brand 3	Model 4	37	21	06/2005	Good	1
5	Brand 1	Model 5	32	14	07/2006	Fair	1
6	Brand 1	Model 6	40	21	05/2008	Fair	1
7	Brand 4	Model 7	37	24	02/2006	Good	1
8	Brand 5	Model 8	40	15	03/2010	Good	1
9	Brand 6	Model 9	42	20	05/2007	Good	1
10	Brand 6	Model 9	42	20	05/2007	Fair	2
11	Brand 6	Model 9	42	20	05/2007	Good	1
12	Brand 6	Model 9	42	20	05/2007	Fair	1

The main goal of the study is to analyse and compare the design of different displays from a dismantling point of view. However, we also want to measure the effect of dismantling the same model several times by the same worker as well as the effect of dismantling the same model by two different workers. That is why LCDs from ID9 to ID12 are the same model.

5.2 Stage 2: Data construction

To be useful and credible, observations need to be recorded (Taylor-Power and Steele, 1996b). Data recording can be done on-site or after leaving the pre-processing facility, depending on the data collection method. It has to be done according to a coding scheme that allows categorizing and classifying the activities that take place during the dismantling of the sample. In addition, data should be transcribed into an annotation tool before interpretation. These two steps of the method are described below.

5.2.1 Definition of coding scheme

A clear coding scheme is needed in order to understand, with no ambiguity, the operations that take place during the dismantling of electronic displays. It should be composed by a set of terms and definitions that classify and categorise the happenings. A happening can be defined as an event by an occurrence time or as an interval by the start and stop times (Rasoulifar, 2009).

The coding scheme that has been developed for our case study is shown in Table 14. It is based on the analysis of video recordings of the dismantling of the 12 LCDs, as well as on the literature review on disassembly terms presented in section 3.1. It contains the terms and definitions that describe the operations that occurred during the dismantling process. Definitions of the different operations have been proposed in order to be more precise avoid ambiguity.

The operations have been classified into two category groups. The first one indicates whether the operation is influenced by product design (unscrewing, positioning, removing, etc.) or by the treatment operator and the layout of the facility. Operations influenced by the operator mainly refer to the ones performed after the removal of the components (sorting, walking, cleaning, etc.). The classification of some operations can be ambiguous since they could be considered as influenced both by the design of the product or the treatment operator. In order to classify them into one category or the other attention has been paid to how the operation could contribute the most to the reduction of dismantling time: by changing the product design or the layout of the facility. The second category group refers to the moment in which the operations took place. Some operations happen before the product is being literally dismantled (pre-dismantling), others are used to dismantle the components (dismantling) or they can occur after the components are removed (post-dismantling). Operations belonging to the pre-dismantling phase and some of the post-dismantling ones do not add considerable value to the dismantling processes and should be reduced to a minimum.

For every operation it has been recorded the start and the end time (which allows obtaining the duration), the direct component involved and the tool used. Besides, if the operation is *Remove*, it has also been noted down from which component it has been removed, which allows representing the disassembly sequence. If the operation is *Sort*, then the sorting container for the output fraction is recorded. The resolution of the measurements of dismantling time is of the order of 1 second.

The dismantling operations took place in the morning for about 3 hours at the beginning of the workers shift. The effect of the fatigue was not noticed, thus the effectiveness of the workers has not been considered, contrary to other studies like the one by Vanegas and Peeters (Vanegas and Peeters, 2013).

Table 14. Proposed coding scheme for manual dismantling operations of the recycling of LCDs. Classification, definition and comments.

	Operation	Definition	Comments
Influenced by product design	2D position	To turn the device in two dimensions to place it in an appropriate position for dismantling.	This happens when there are screws in both the bottom and the upper side of the display and there is no possibility of unscrewing them from only one side.
	3D position	To turn the device in three dimensions to place it in an appropriate position for dismantling.	This happens because the device has not been designed to be dismantled from only one side, especially when removing the metal and plastic frames, prior to the removal of the LCD and the CCFLs.
	Bit-change	To change the bits of the screw gun when different types of screws are used in the same display.	-
	Observe	To regard the display with attention to look for hidden screws or for a better way to dismantle the components.	This operation reveals product complexity and lack of standardization between products. This operation does not include looking for external fasteners whenever this operation takes the worker less than one second.
	Pick up tool	To grab a tool before realising some other operation (unscrew, cut...).	This operation is taken into account when it takes more than one second; otherwise it is comprised in the operation that follows.
	Try	To attempt to remove a component that is still attached to the display.	This happens when some fasteners' component are not removed due to unclear visibility.
	Break	To destroy a component in order to remove it.	This happens usually to remove the plastic frame with the hands or with the aid of a screwdriver. This operation does not include operations in which some components are broken with a hammer (see operation "Hit").
	Cut	To detach some component using cutting pliers before removing it.	When the operation of cutting lasts less than one second and it is used to remove a component, then it is considered as a "Remove" operation with the tool "Cutting pliers", like it happens with most cables.
	Hit	To impact the device with a hammer in order to separate some connections.	-
	Remove	To separate a component from the rest of the equipment or from another component so it can be sorted in the corresponding container.	This operation takes place once all the fasteners of the component have been unfastened.
	Unscrew	To unfasten a screw.	Unscrewing includes localising the screws and positioning the tool in the screw since these operations usually take less than one second (unless it is for hidden screws, see operation "Observe").
	Sort	To place removed components in their corresponding container.	-
	Test ferromagnetism	To approach a metal component to a magnet to see whether it is ferrous or non-ferrous.	-
Influenced by treatment operator	Clean	To clean the work station (dismantling table and floor) from dust and smaller pieces of the dismantled device.	This usually happens once the worker has removed and sorted all the components.
	Pick up components	To pick up components for sorting. These components were left on the table after removing them.	The worker does this specially with PCBs or small plastic or metal parts, so he/she does not need to go to the container so often.
	Walk	To walk to or back from the containers in which the components are sorted.	Some containers do not require the operator to walk to them since they are close to the dismantling table but others do.

5.2.2 Choice of annotation tool

At present the tools used to record and analyse data from the observation of dismantling processes have been spreadsheets, e.g. the studies realised by Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) or Vanegas *et al.* (Vanegas *et al.*, 2015). Nevertheless, annotation software exists and has a potential usefulness in the application of this method. Video annotation software has been used in other areas such as in the observation of design activities. Rasoulifar *et al.* (Rasoulifar *et al.*, 2009) show the capabilities and limits of four annotation tools in design research.

No specific annotation tool was used in the case study but spreadsheets.

5.3 Stage 3: Data analysis

The last stage consists in the development of indicators and the identification of the best and worst design practices from a dismantling point of view. These two last steps of the method are described and illustrated in the sections below.

5.3.1 Development of disassembly ability indicators

Once data is recorded and constructed in an annotation tool, product disassembly ability indicators can be obtained. In order to facilitate interpretation of the results, tables and charts have to be developed. They will serve not only to communicate the results but also to support potential ecodesign decisions.

As for the coding scheme, there are no general tables and charts for all the possible studies on the disassembly of electronic displays. They will mainly depend on the chosen performance indicators. Video recordings can produce extensive data which in turn could bring about a big number of possible charts. They should be adapted to the focus of the study.

In our case study, we want to gain a comprehensive insight about the dismantling activities of LCDs. For that, the indicators that have been developed are the following:

- Average dismantling time of the 12 LCDs analysed to compare it with the reviewed studies.
- Dismantling time for each unit and its relationship with screen size, mass and release date.
- Dismantling time spent on each component.
- Dismantling time spent on each operation.
- Dismantling time spent on each tool.

The total dismantling time for each display has been measured and it has been calculated that the average time to dismantle one display stands at 8 minutes and 13 seconds (including operations in which no component is involved, such as *Clean*) or 7 minutes and 58 seconds (without considering operations in which no component is involved). This result is in line with the study from Vanegas *et al.* (Vanegas *et al.*, 2014) and considerably lower than the average time obtained by Ryan *et al.* (Ryan *et al.*, 2011) and Salhofer *et al.* (Salhofer *et al.*, 2011), presented in Section 3.2 and summarized in Table 12.

The dismantling time for each unit is represented in Figure 54. It is plotted against the screen size, the mass and the release date to observe the effect of the dismantling on these sample characteristics. Data from the study by Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) has been also represented in the charts for comparison, but only data from TVs whose screen size is between 30" and 44" (same as our study) has been considered. Trend lines have been added in the different charts as well as their coefficient of determination (R^2). However, ID11 and ID12 have not been included in the trend line of our case

study since they could distort the results. Those displays are the ones that have been dismantled by worker 1 after he dismantled the same model (ID9). Contrary to Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) and to Ryan *et al.* (Ryan *et al.*, 2011), our results show no correlation between dismantling time and screen size (very low value of the coefficient of determination, which is 0,0456), and neither did the analysis carried out by Vanegas *et al.* (Vanegas *et al.*, 2014). Both Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014) and current results show increment of dismantling time with the mass of the appliance. However, our results have a lower coefficient of determination (0,2934 against 0,596 from the study conducted by Ardente *et al.*). It is also observed a correlation between the dismantling time and the release date in our dataset, with a coefficient of determination of 0,4417. The newer the displays are, the faster they are dismantled, which is in line with the analysis realised by Letcher (Letcher, 2011). The reason why there is no correlation between dismantling time and screen size might be the diversity of manufacturing dates among the displays in our sample. There is a 5-year interval between the older and the newer ones, resulting in significant differences with respect to their design but not to their size.

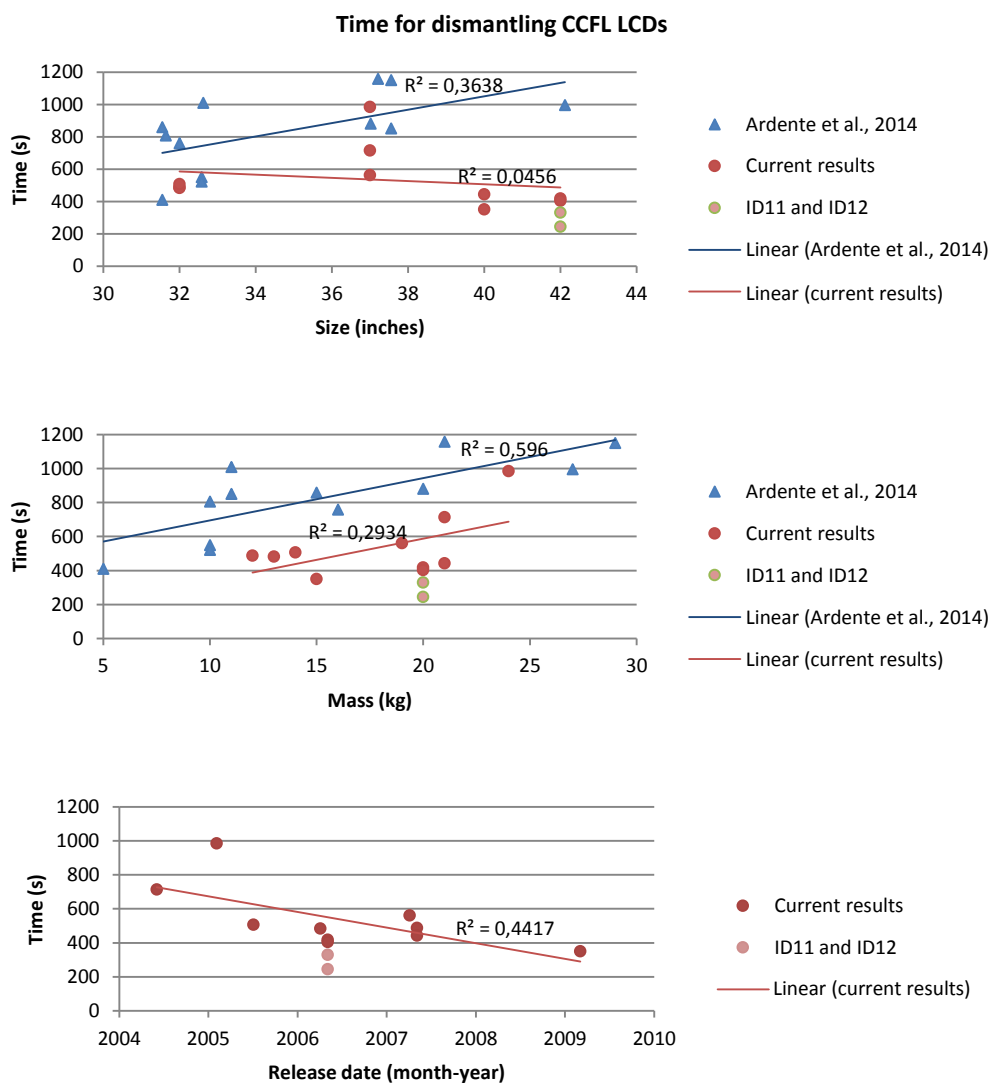


Figure 54. Time for dismantling CCFL LCDs according to their size, mass and release date. Comparison with previous results from Ardente *et al.* (2014).

The typical dismantling sequence of the 12 analysed displays is illustrated in Figure 55. This information allows gaining insight into how the dismantling process is carried out and facilitates the under-

standing of the indicators showed in the coming paragraphs. The containers in which the output fractions are sorted are indicated under each component box of the figure. Workers start removing the stand (when present) and finish removing the lightbox support. The dismantling order of some components can vary from one LCD to the other (i.e., the order of dismantling the cables, the PCBs and the speakers) but the rest of the sequence is the same for all devices. Target components, meaning hazardous or valuable ones as explained in Section 2.1., have been underlined and highlighted in grey.

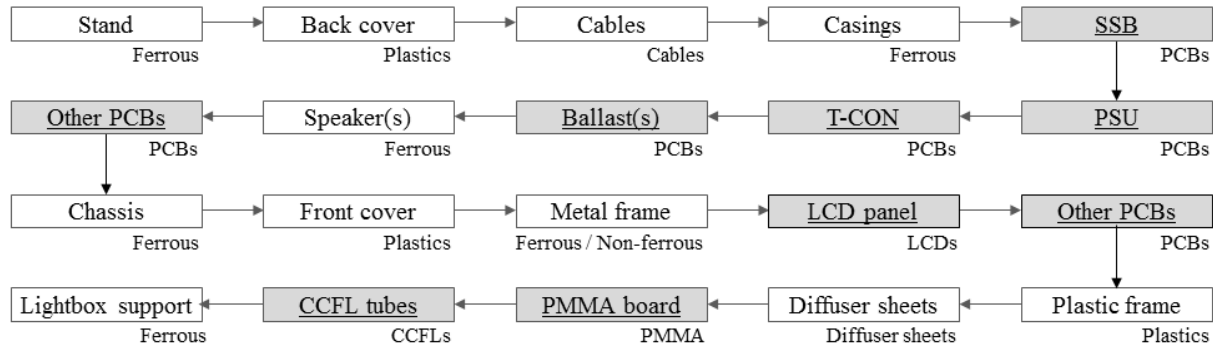


Figure 55. Typical dismantling sequence for CCFL LCDs and containers of the different output fractions. Target components (hazardous and valuable ones) are underlined and highlighted.

As shown in the diagram, the PMMA board is not removed jointly with the removal of the LCD panel, as stated by Ardente *et al.* (Ardente *et al.*, 2014). The plastic frame and the diffuser sheets have to be removed before, which can be very time consuming, especially the plastic frame.

The dismantling time required to process each component has been combined and summarised in Figure 56 and Table 15. Figure 56 shows the average percentage of the dismantling time spent per component. The components have been grouped according to their function, namely *Structure* (components whose main function is to enclose, support, protect, hold...), *Electronic* (aiming at supplying electricity, limiting the amount of current, connecting electronic components...) or *Image* (components used to light, diffuse the light, display the image...). From the figure it is apparent that *Structure* components contribute significantly to the overall dismantling time of the units (55%), particularly the Back cover (16%) and the Metal frame (11%). *Electronic* components add up to 23% of the total dismantling time and *Image* components up to 18%, being the CCFL tubes another of the most time consuming components (11%). Table 15 shows the average dismantling time per component, the minimum and maximum dismantling time as well as the standard deviation. The field Presence (%) refers to the percentage that the component was found in the sample. Not all the LCDs are composed of the exact same components. This mainly concerns the Stand and the Casings. There were also some displays in which some components, such as the PCBs and the speakers, were missing.

The back cover is the most time consuming component (16% of the total time according to Figure 56). It is very significant from a dismantling point of view since it needs to be removed to access target components. Besides, it has environmental and economic interests (Vanegas *et al.*, 2014). The standard deviation of the back cover is quite important. This means that the design of this component can vary a lot from one model to another and that potential ecodesign improvements could be applied to reduce its overall dismantling time.

The dismantling process has been split up in the 16 operations that were described in Table 16. Figure 57 shows the average percentage of time spent in each operation. It is observed that 87% of the time is spent in product related operations, from which 15% are pre-dismantling, 63% are dismantling and 9% are post-dismantling operations. The other 13% corresponds to operations influenced by the treatment

operator, which are all of them post-dismantling ones. These proportions seem presumptively suitable since most of the time is spent in operations directly related to the dismantling of the components (63%). However, some operations that are not adding any value to the dismantling process, such as *Try*, *Observe* or *Bit-change* stand to 9,4% all together. These operations are caused mainly due to a highly design variation on different products. It is assumed that standardised products will help decreasing pre-dismantling time since there will be less observing and positioning. The worker would know in advance where to carry out the different dismantling operations. A considerably amount of time is spent walking towards and from the containers (8,6%). A different dismantling layout could decrease the dismantling time of operations influenced by treatment operators. Table 16 show some basic statistics about the dismantling time spent on each operation (minimum, maximum, average time per unit, standard deviation) as well as the number of times that each operation was carried out and the average time spent on each single operation.

Figure 57 shows that the most time consuming operation is *Unscrew* (37,5%). It is observed in Table 16 that 956 unscrewing operations have been realised with an average time of 2 seconds per operation. The minimum amount of unscrewing operations realised on one display is 41 and the maximum is 135. This can be translated into notorious differences in terms of design among the displays. Thus, potential ecodesign improvements can be applied regarding the amount of fasteners in each component and display.

The second and third most time consuming operations are *Remove* (19%) and *Sort* (8,5%). The number of times each operation is realised is very similar (341 for *Remove* and 335 for *Sort*) and they are realised about 28 times per display on average, with a standard deviation of about 7. Removing operations are more time consuming since the average time of each for each of these operations is 3 seconds compared to 2 seconds per sorting operation. Ecodesign improvements could involve the simplification of the components since some displays seem to have a considerable larger amount of components to remove and sort (41 and 42). The minimum number of *Remove* and *Sort* operations as shown in Table 16 are 18 and 19 respectively. However, these refer to displays with missing components. The minimum number of *Remove* and *Sort* operation is 25 (for both operations) when considering displays with no missing components. The other operations account, separately, for less than 5% of the total dismantling time.

Figure 58 and Table 17 show information regarding the time spent using each tool. The cordless screw gun accords an important amount of time (40,6%) which is coherent with the previous results since this is the tool used for *Unscrew* as for *Bit-change* or *Pick up tool*. The screwdriver is used for removing components as the LCD panel, the PMMA board or the CCFL tubes. Cutting pliers are used for cutting components such as the cables or the CCFL tubes when there is no other way of removing them. The hammer is used for *Hit* operations, especially the plastic frame since it is strongly attached to the lightbox support. The magnet is used for testing the ferromagnetism of the metal frame when worker suspect that the metal frame is made of non-ferrous metals. Most operations such as *Sort*, *Remove*, *Try*, *Observe*, *Walk*, etc., require no special tool and this is why the *No tool* part of the chart accounts for the biggest percentage (44,1%).

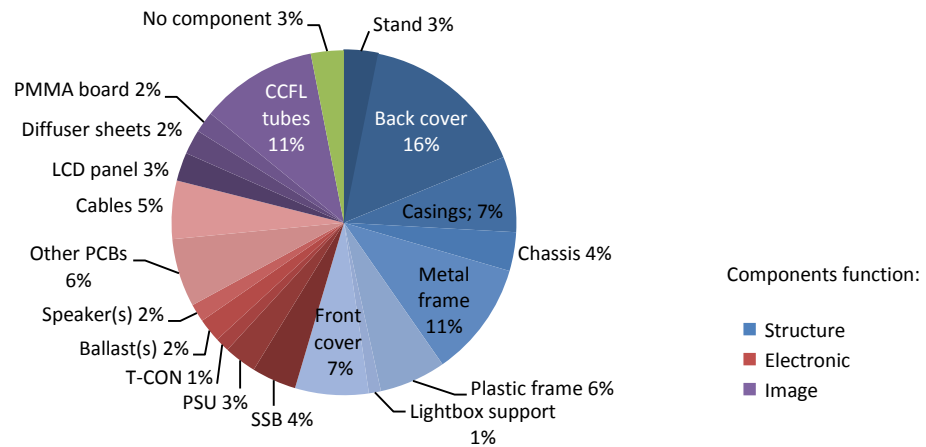


Figure 56. Average percentage of dismantling time spent on each component. Colours groups refer to different categories: *Structure*, *Electronic*, *Image* or no component.

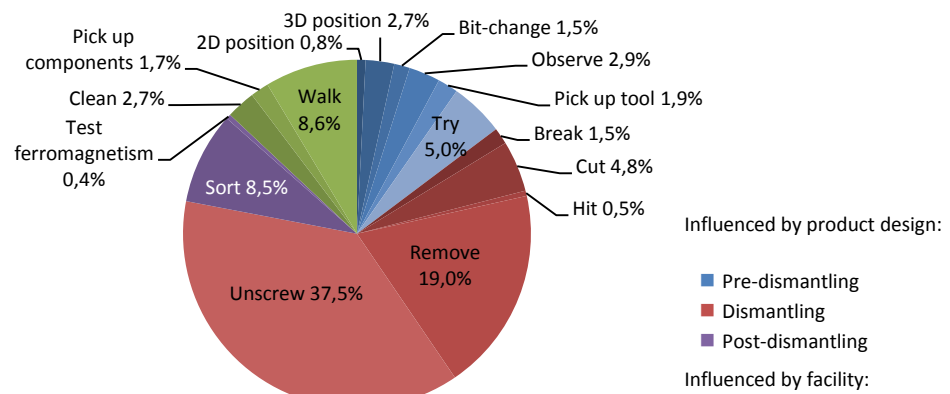


Figure 57. Average percentage of dismantling time spent on each operation. Colours groups refer to different categories: pre-dismantling, dismantling or post-dismantling influenced by product design or by the treatment operator.

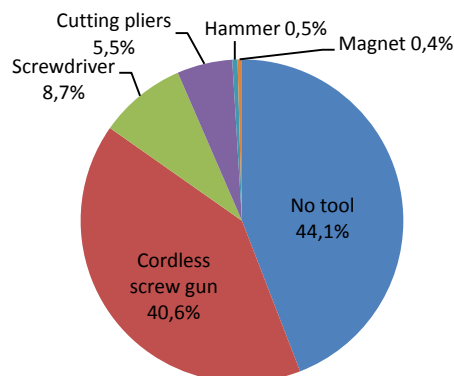


Figure 58. Average percentage of dismantling time spent on each tool.

Table 15. Basic statistics on the dismantling time spent on each component.

Structure									Electronic							Image				-
	Stand	Back cover	Casings	Chassis	Metal frame	Plastic frame	Lightbox support	Front cover	SSB	PSU	T-CON	Ballast(s)	Speaker(s)	Other PCBs	Cables	LCD panel	Diffuser sheets	PMMA board	CCFL tubes	No component
Presence (%)	58%	100%	92%	75%	100%	100%	100%	100%	92%	92%	92%	92%	67%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Avg. time (min:s)	00:27	01:17	00:38	00:24	00:53	00:31	00:06	00:34	00:22	00:16	00:07	00:12	00:13	00:32	00:27	00:13	00:11	00:10	00:54	00:15
Min (min:s)	00:13	00:21	00:23	00:13	00:28	00:13	00:03	00:16	00:11	00:09	00:02	00:04	00:07	00:04	00:11	00:09	00:06	00:04	00:38	00:06
Max (min:s)	00:43	06:23	01:15	00:36	01:57	00:56	00:11	01:06	00:37	00:40	00:15	00:52	00:21	00:57	00:44	00:19	00:24	00:19	01:35	00:38
Std. dev. (min:s)	00:12	01:39	00:16	00:09	00:28	00:15	00:03	00:14	00:10	00:08	00:04	00:14	00:05	00:15	00:11	00:04	00:05	00:05	00:20	00:09

Table 16. Basic statistics on the dismantling time spent on each operation.

Influenced by product design															Influenced by facility		
Pre-dismantling								Dismantling					Post-dismantling		Post-dismantling		
	2D position	3D position	Bit-change	Observe	Pick up tool	Try		Break	Cut	Hit	Remove	Un-screw	Sort	Test ferro.	Clean	Pick up comp.	Walk
Presence (%)	58%	100%	8%	100%	83%	92%		25%	92%	67%	100%	100%	100%	33%	100%	83%	100%
Total (min:s)	00:47	02:37	01:26	02:52	01:52	04:58		01:30	04:41	00:29	18:42	36:59	08:25	00:26	02:40	01:41	08:29
Average time per display (min:s)	00:07	00:13	01:26	00:14	00:11	00:27		00:30	00:26	00:04	01:33	03:05	00:42	00:06	00:13	00:10	00:42
Min (min:s)	00:02	00:04	01:26	00:04	00:04	00:04		00:19	00:09	00:02	00:44	01:25	00:21	00:02	00:06	00:01	00:17
Max (min:s)	00:19	00:22	01:26	00:26	00:18	01:48		00:40	00:53	00:05	02:53	07:35	01:08	00:17	00:38	00:29	01:12
Std. dev. (min:s)	00:06	00:08	-	00:07	00:06	00:29		00:11	00:11	00:01	00:39	01:37	00:13	00:07	00:09	00:08	00:16
Total (times)	13	55	10	48	80	58		12	21	8	341	956	335	7	16	37	232
Average (times)	1,86	4,58	10,00	4,00	8,00	5,27		4,00	1,91	1,00	28,42	79,67	27,92	1,75	1,33	3,70	19,33
Min (times)	0	1	0	2	0	0		0	0	0	18	41	19	0	1	0	9
Max (times)	4	10	10	7	14	9		6	5	1	42	135	41	3	3	6	28
Std. dev. (times)	1,31	3,26	2,89	1,48	4,70	2,52		2,00	1,66	0,49	7,06	26,97	6,43	1,00	0,65	2,11	5,18
Average time per operation (min:s)	00:04	00:03	00:09	00:04	00:01	00:05		00:08	00:13	00:04	00:03	00:02	00:02	00:04	00:10	00:03	00:02

Table 17. Basic statistics on the dismantling time spent on each tool.

	No tool	Cordless screw gun	Screwdriver	Cutting pliers	Hammer	Magnet
Presence (%)	100%	100%	100%	92%	67%	33%
Average time (min:s)	03:37	03:20	00:43	00:30	00:04	00:06
Min (min:s)	02:00	01:33	00:07	00:17	00:02	00:02
Max (min:s)	05:16	08:52	02:14	00:53	00:06	00:17
Std. dev. (min:s)	01:05	01:56	00:41	00:11	00:01	00:07

The analysis of the four last LCDs (ID9, ID10, ID11 and ID12) allowed us to measure the dismantling time variation when one same model is dismantled by different workers or several times by the same worker. Worker 1 dismantled ID9, then ID11 and lastly ID12. Worker 2 dismantled only ID10. It was observed when analysing the video recordings that some displays lacked some components. They were removed before getting to the treatment operator's facility. Because of that, instead of comparing the four models all together we have compared ID10, ID11 and ID12 to ID9 separately and only taking into account the number of components that both pairs of units share (see Figure 59).

ID9 and ID10 have 15 components in common out of a total of 24 and their dismantling time has a 15% difference. When analysing data obtained separately for ID9 and ID10 it is observed that worker 2 spent more time in operations such as *Observe*, *Remove* and *Walk* and in the components back cover, cables and CCFL tubes, while worker 1 spent more time on the operation *Unscrew* and on the plastic frame.

ID9 and ID11 have 21 components in common and ID11 took 20% less time to dismantle than ID9. It is observed that ID11 is faster to unscrew and the components in which the time is considerably reduced are the plastic frame and the PCB casings.

The last display, ID12, shared 18 components with ID9 and needed 28% less time. The operations that allowed the more time savings in ID12 were *Unscrew* followed by *Sort* and *Remove*, and the components in which more time was saved were the back cover, the plastic frames and the casings.

It can be stated that whenever one same model is dismantled several times in a row by the same worker the dismantling time can considerably decrease. From a design point of view, it can be deduced that some kind of standardisation among the different models (i.e., location and position of fasteners) would decrease the dismantling time.

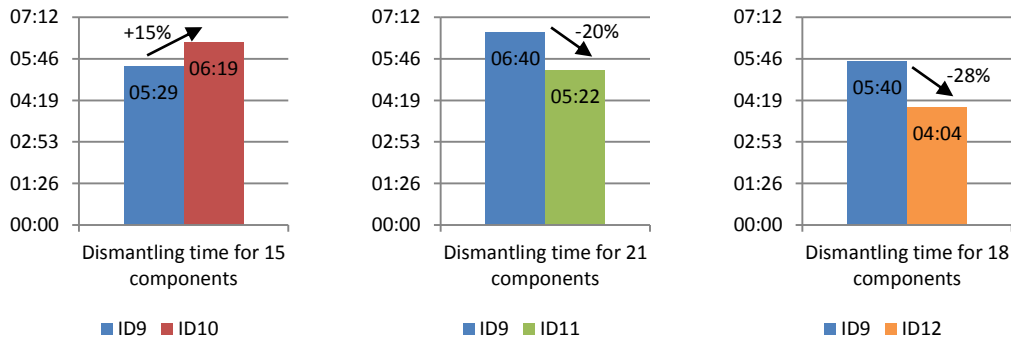


Figure 59. Dismantling time comparison between ID9-ID10, ID9-ID11 and ID9-ID12.

5.3.2 Identification of the best and worst design practices

The last step of the method is identifying what the best and worst design practices are from a disassembly point of view. Best practices are considered as the ones that increase the recovery according to the chosen performance indicators. They should be used as a reference for feasible and successfully dismantled displays. Worst practices are the ones that decrease the recovery performance.

In our case study, the best design practices are the ones that contribute to a quick dismantling and so to decreasing the dismantling time. The worst practices, on the contrary, are the ones that slow down the dismantling process and so increase the dismantling time.

A detailed analysis of the video recordings was carried out to identify what components, fasteners and product structure decrease or increase dismantling time for the operations that are influenced by product design. No attention has been paid to the CCFL tubes since, as explained in section 2, this type of backlight is being replaced by LED.

Thanks to the detailed analysis of the video recordings and the disassembly ability indicators developed for each display, especially the ones related to pre-dismantling operations, we were able to identify the best and worst design practices for each display. They have been summarised in Table 18 and Table 19 respectively. They have been grouped into 3 areas to facilitate their comprehension: screws and other connections, accessibility and liberation and components. As it can be observed, the list of the worst design practices is larger than the list of the best design ones (15 against 9). Indeed, when analysing the videos and spotting successful or unsuccessful designs, the number of encountered dismantling difficulties was larger than the number of successful design features for every display.

Table 18. List of the best design practices found on the sample from a dismantling point of view

List of the best design practices found on the sample from a dismantling point of view	
Screws and other connections	• Use of the same screw head type for all screws. • Use of a reduced number of screws on <i>Structure</i> components such as the back cover (8 screws), the metal frame (6 screws) or the front cover (none), as well as on <i>Electronic</i> components such as the PCBs or their casings (4 or 2 screws, depending on their size). • Use of snap fits that replace some screws to hold some PCBs such as the SSB or the Ballast. • Assembly of speakers and some PCBs (the smaller ones) in a way that no tools are needed for their dismantling and removal, with the help of snap-fits.
Accessibility and liberation	• Complete dismantling of the stand without removing the back cover. • Assembly of cables in a way that no tools are needed for their removal. • Most of the displays allow the dismantling of all the components (up to the front cover) from one side (the back side), then the rest of the components from the front side. • Removal of the front cover without unscrewing any more than the back cover or the chassis.
Components	• Replacement of the plastic frame by a second metal frame. The dismantling of the plastic frame can be very time consuming since it remains strongly attached to the lightbox support (see next section). Therefore, the use of a second metal frame is less dismantling time consuming.

Table 19. List of the worst design practices found on the sample from a dismantling point of view

List of the worst design practices found on the sample from a dismantling point of view	
Screws and other connections	• Large and diverse amount of screws on several <i>Structure</i> components such as the back cover (between 8 and 26), the front cover (between 0 and 15), the metal frame (between 6 and 28), and on casings (between 2 and 9), as well as on several <i>Electronic</i> components, e.g., SSB (between 4 and 8), PSU (between 2 and 14). • Some screws have to be unscrewed from a horizontal position (parallel to the LCD panel and the dismantling table) on some components such as the chassis, the metal frame and some PCBs, while the rest of the screws can be screwed from a vertical position (perpendicular to the LCD panel and the dismantling table). • Some screws are very close to each other in some PCBs. • Many “tunnel” screws, in which the head of the screws are not at the component’s surface level but deeply embedded. This type of screw position was found in the stand, the back cover and the plastic frame. • Assembly of some PCBs such as the SSB or the PSU with screws in the middle of them. • Use of different types of screws among different components (chassis, back cover, PCBs...) or within the same one (back cover). • Screws for which no screw bit is available. • Welding points were found in one display to assemble the metal frame to the lightbox support (four on each of the four sides of the frame).
Accessibility and liberation	• The stand cannot be dismantled unless the back cover is removed. Some stand screws can be unscrewed before removing the back cover and others cannot. • External cables, when present (which is rare), need to be removed using cutting pliers. • Some internal cables need to be removed using cutting pliers whether because they are strongly attached or even glued to the PCBs, or because they are covered by some metal parts from the chassis or other casings. • PCBs (or their casings) cannot be dismantled after removing the back cover. Other components such as the chassis or other metal frames need to be removed in order to access the PCBs. • Some PCBs located in the lightbox support cannot be removed after removing the LCD but have to be dismantled after removing the CCFL tubes. • The metal and the plastic frames, even when unscrewed, remain strongly attached to the lightbox support, making them extremely hard to liberate, even using tools such as the screwdriver or the hammer.
Components	• Some <i>Structure</i> components appear solely on one display. Their necessity may be discussed since the value they add to the assembly is doubtful, e.g.: ◦ Most units have metal casings for the T-CON and the ballast(s), but a few displays have also casings or frames for the SSB, the PSU and other PCBs. ◦ Metal supports or braces (different from the chassis) that have to be dismantled after removing the back cover in order to dismantle the PCBs.

6. Discussion

The proposed method has proved to be an effective support to obtain valuable data, indicators and a detailed level of information regarding the dismantling of products in a structured and systematic manner. One of the steps consisted in proposing a consistent coding scheme containing the terms and definitions that describe dismantling activities. The expertise of the chosen treatment operator was brought back to product design thanks to a detailed analysis of its activities and the identification of successfully and unsuccessfully dismantling design features. Other major contribution includes the development of a complete and reliable coding scheme used to describe the dismantling activities in the case study.

Even though the application of the method met our expectations, the case study has some limits:

- The developed indicators are valid for the analysed sample. Nevertheless, a different sample could have led to different indicators as well as the identification of different best and worst design practices. This is due to the size of the sample, which does not allow it to be representative of the waste stream.
- The displays analysed were manufactured between 2005 and 2010 and their design differs from the ones that are currently being produced.
- As seen in section 2.2, electronic displays are now being pre-processed mainly through manual dismantling processes but in the future semi-automatic and automatic can gain position. This means that the method should be applied to every coming dismantling scenario to provide a comprehensive overview of the pre-processing situation.
- The application of the method was quite time-consuming, especially the stages 2 and 3, in which the data was constructed and analysed from the video recordings to the spreadsheets. This is largely due to the fact that the method and the case study were developed simultaneously. Also, the definition of the coding scheme and the development of the representation of the indicators through tables and charts were conducted for the first time. We believe that next analyses will not be such time consuming since the method and the different steps to follow are already defined.

The indicators and the information obtained lead us to state that the displays of the sample were not designed in a disassembly friendly way. On the one hand, workers spent a considerably high amount of time on pre-dismantling operations (mainly *Observe*, *Try* and *Position*) and on dismantling operations (especially *Unscrew*). On the other hand, even though some good design practices were identified for some displays, the amount of bad design choices was identified in higher quantity for each of the displays of the sample.

In order to design disassembly friendly devices, specific and measurable guidelines, also known as design strategies (Peters *et al.*, 2012), could be developed thanks to the information and the data obtained in the case study. One example of design strategies developed by industry are the reparability score criteria developed by iFixit on phones, tables and computers (iFixit, 2016). The identification of the best and worst design practices from the previous section allows proposing the design strategies that can help reduce the dismantling time of the sample. In addition, the constructed data can be used to provide evidence to measure the gains, in terms of dismantling time, than could be obtained with the application of the design strategies.

For instance, one of the worst design practices identified “Large and diverse amount of screws on the back cover (between 8 and 26)” (see Table 19). A general guideline that could solve this problem would be “Minimise the number of screws” or “Use as few fasteners as possible”. Thanks to the in-

formation obtained we are able to propose a specific design strategy, which could be “Do not use more than 8 screws to assemble the back cover”. It can be considered that the time spent unscrewing more than 8 screws on each back cover could be avoided, which accounts for 295 s. of the dismantling time of the studied sample. Another encountered dismantling difficulty that appears in Table 19 is “Some screws have to be unscrewed from a horizontal position (parallel to the LCD panel and the dismantling table)”. A general guideline would state that “Fasteners should be easy to remove”. However, we are able to propose a specific design strategy, which could be “Place all the screws on a direction perpendicular to the screen”. It could then be expected that the time spent on operations such as *Try*, *Observe*, *2D position* and *3D position* that derive directly from the dismantling of horizontally positioned screws could be avoided, which represents a potential gain of 110 s. of the total dismantling time of the sample.

7. Conclusions and perspectives

Designing electronic displays to support recovery decision-making is an important and challenging research issue nowadays. In order to contribute to waste reduction and to a more effective pre-processing, it is required that OEMs include disassembly requirements adapted to the needs of treatment operators.

The step by step method proposed in this paper allows capitalising the expertise of the treatment operator in a detailed and systematic way, while previous studies did not propose a systematic framework nor got to the same detail level of information. The method was illustrated with a sample of 12 LCDs manufactured between 2005 and 2009 and picked up from the treatment operator’s stock. Disassembly ability indicators were obtained, as well as the strengths and weaknesses of the sample in terms of design features. The results highlight the interdependence of design activities with the expertise of treatment operators.

Nowadays the inclusion of disassembly requirements in product design is still more of an exception than usual practice (Peters *et al.*, 2012) due to the lack of reward of applying Design for Disassembly approaches (Eriksen, 2008). There is a need to set up requirements that cover every life cycle phase, including the recovery one, in order to address the most important impacts (Huulgaard *et al.*, 2013). Product policies could turn into good incentives to improve product disassemblability (Ardente *et al.*, 2014) through the inclusion of “push” (mandatory) and “pull” (voluntary) measures (Dalhammar *et al.*, 2014). Publication of material efficiency requirements for electronic displays in the EU regulation is actually expected soon, as announced by the new EU action plan for the Circular Economy (European Commission, 2015b).

The data and information obtained in the case study can be used as empirical evidence to support the generation of ecodesign strategies that could be adopted by OEMs in order to facilitate dismantling and so reduce pre-processing costs. Indeed, the application of the design strategies would lead to product homogeneity since the differences with respect to fasteners and product structure will be less significant. This way, workers will be more familiar with product structure and fastening systems, leading to decreased dismantling times.

It would however be necessary to consider not only treatment operators’ constraints but also technical requirements related to the development of new technological features. OEMs agree it is necessary to find design elements that would be economically and technical viable for producers and recyclers while not preventing technological development for both parties (DigitalEurope, 2012). A design team needs to propose compromised design solutions that are in line with technological innovations and are easy dismantled at EoL. This can be achieved through an integrated sustainable life cycle design approach (Ramani *et al.*, 2010) and through appropriate information flows between the different stake-

holders (Lindkvist *et al.*, 2015). Future research work will focus on developing a complete list of ecodesign strategies that would support the ecodesign of FPDs. They could be integrated in ecodesign methodologies, in product policies (e.g. the Ecodesign Directive), in labels of excellence (e.g. the European Ecolabel) or as differentiating criteria in the modulation of producers' fee.

It would be desirable to test the validity of the method on other recovery strategies and processes of electronic displays, such as the recycling through automatic processes and the reuse through manual dismantling by social economy organisations. These analyses would allow, not only testing the robustness of the method but also having a complete outlook on the European pre-processing of electronic displays. The development of different disassembly ability indicators would allow analysing the synergies and discords between the different scenarios.

It would also be desirable to create an open and collaborative platform in order to gather the data obtained through the different analyses made on the pre-processing of electronic displays to promote Design for Recovery. The fact that it is open will make the information and indicators easily accessible to OEMs and to other stakeholders such as policy makers. The fact that it is collaborative will allow anyone in the research community to participate to the development of the database. The application of the method to the evolving recovery scenarios should be done regularly to keep the indicators and information obtained updated.

CONCLUSION GENERALE

1. Synthèse des apports de la recherche

Plusieurs filières REP se sont structurées pendant les dernières années afin de donner une deuxième vie aux ressources trouvées dans les déchets et diminuer les impacts environnementaux liés à leur gestion. L'amélioration des processus de traitement ne suffit pas pour optimiser la performance des filières. Il est essentiel de faire davantage d'efforts au niveau de la conception des produits.

Au cours de ces travaux de thèse nous avons cherché une façon efficace d'intégrer les contraintes liées à la valorisation de déchets dans la phase de conception des produits. Afin de mieux comprendre comment la conception de produits peut améliorer la valorisation de déchets, nous avons décidé de focaliser notre attention sur un type spécifique de déchets : les DEEE.

De nombreuses méthodes de conception pour la fin de vie ont été développées durant les deux dernières décennies. Cependant, ces méthodes ne permettent pas aux concepteurs de comprendre véritablement ce qui se passe avec leurs produits en fin de vie. Or, ceci s'avère indispensable pour que les concepteurs puissent concevoir des produits adaptés aux besoins des opérateurs de traitement de la filière. Dans cette thèse nous avons construit des moyens méthodologiques permettant d'apporter des éléments de réponse à cet enjeu. Plus concrètement, nous proposons de mettre en place des méthodes et modèles qui permettent de ramener en conception l'expertise liée aux opérateurs de traitement de la filière DEEE.

La principale question de recherche que nous avons posé est : Comment modéliser et intégrer l'expertise d'opérateurs de traitement au sein des méthodes de conception pour la fin de vie afin de diminuer l'impact environnemental lié à la valorisation de DEEE ?

Nous avons développé 4 approches méthodologiques pour répondre à cette question. Ces approches, formalisées dans 4 articles scientifiques, constituent nos principales contributions de recherche.

Notre première contribution a été la proposition d'une méthode de conception pour la fin de vie qui intègre la possibilité de choisir différents scénarios de traitement pour chaque composant. L'utilisation de cette méthode permet aux concepteurs de prendre conscience de l'importance de la phase de fin de vie. Néanmoins, son application n'est efficace que si les concepteurs ont des connaissances approfondies sur les processus de valorisation en fin de vie des produits, ce qui n'est pas toujours le cas. C'est pourquoi dans les approches suivantes nous nous sommes intéressés plus en détail à la façon de modéliser et d'intégrer l'expertise d'opérateurs de traitement en conception.

Dans la deuxième approche nous avons exploré les types d'informations de la phase de fin de vie qui devraient être pris en compte dans la phase de conception de produit. Nous avons identifié deux niveaux d'information : le premier niveau, dit *macroscopique*, fournit un point de vue holistique de l'ensemble des opérateurs de la filière DEEE ; le deuxième niveau, dit *microscopique*, procure des informations détaillées sur les activités qui se déroulent chez un type spécifique d'opérateurs de traitement. Les approches méthodologiques des contributions suivantes visent à trouver les façons les plus efficaces de ramener les informations macro et microscopiques en conception.

La troisième contribution a donc consisté à développer un modèle macroscopique. Il s'agit d'un instrument d'acquisition des connaissances à grande échelle de l'expertise des opérateurs de traitement de la filière DEEE. Il englobe les centres de traitement dans leur ensemble et non de manière individuelle. Il a été établi en deux étapes : la première étape consiste en la caractérisation d'opérateurs de traitement et vise à comprendre les raisons qui poussent les opérateurs à réaliser les différentes stratégies de fin de vie et les processus de traitement ; la deuxième étape s'attache à la classification d'opérateurs de traitement. Il s'agit d'analyser les relations entre les paramètres identifiés dans l'étape précédente pour développer une typologie d'opérateurs de traitement.

La quatrième et dernière contribution a été la proposition d'une méthode d'analyse systématique et détaillée du traitement d'un type spécifique d'opérateur de DEEE. Nous nous sommes focalisés sur le désassemblage manuel d'écrans plats en vue d'être recyclés. Il s'agit d'une méthode qui permet d'obtenir des données quantitatives du niveau microscopique qui constituent des preuves solides pour soutenir le développement de recommandations d'éco-conception. Au-delà des méthodes et des données obtenues, une autre contribution majeure de cette étude a été l'élaboration d'un système de codage utilisé pour décrire les activités de désassemblage d'écrans plats de façon détaillée.

L'originalité de ces travaux de recherche est principalement liée aux types d'analyses descriptives réalisées pour développer notre modèle macroscopique (approche 3) ainsi qu'aux données obtenues lors de notre étude normative (approche 4).

Nos contributions peuvent s'avérer utiles non seulement pour la communauté de chercheurs qui travaillent sur les thématiques liés à l'amélioration de la gestion de déchets à travers une meilleure conception de produits, mais aussi à diverses parties prenantes de la filière DEEE, comme les concepteurs, les opérateurs de traitement, les éco-organismes (notamment le groupe de travail éco-conception de la filière DEEE), l'ADEME ou les décideurs politiques en matière d'éco-conception et d'efficacité des ressources.

2. Limites de la recherche

Suite à la mise en œuvre de nos approches méthodologiques nous avons identifié un certain nombre de limites.

Pendant le développement du modèle macroscopique (chapitre 6), et plus concrètement pendant l'étape de classification d'opérateurs de traitement, l'accès aux données sur le fonctionnement des opérateurs a constitué une limite. Nous sommes très reconnaissants envers l'ADEME pour avoir partagé leur base de données sur les centres de traitement de DEEE avec nous. Par contre, celle-ci ne nous a pas permis d'élaborer un modèle aussi complet que nous l'aurions souhaité. Puisque ce n'est pas nous qui avons développé le questionnaire envoyé aux centres, nous n'avons pas disposé de données sur tous les paramètres identifiés dans l'étape de caractérisation d'opérateurs. C'est pourquoi nous n'avons pas été en mesure de confirmer la totalité des hypothèses concernant les liens entre les différents paramètres.

Nous sommes également conscients que l'analyse statistique en composantes principales (ACP), menée pour établir la typologie d'opérateurs, explique seulement une petite partie de la variabilité globale de l'ensemble de données (37 %). La base de données utilisée comprend des informations très éparpillées, ce qui ne permet pas d'obtenir de meilleurs résultats et limite leur interprétation.

Le développement et l'application de la méthode d'analyse du désassemblage d'écrans plats (chapitre 7) est à la hauteur de nos attentes. Néanmoins, nous recensons deux limites majeures. La première est que l'application de la méthode est coûteuse en temps. Ceci est dû notamment au fait que l'analyse d'enregistrements vidéo est une lourde tâche. La deuxième limite concerne la taille réduite de

l'échantillon choisi (12 écrans). Les données obtenues lors de l'application de la méthode sont valides pour l'échantillon analysé. Pourtant, nous ne sommes pas en mesure d'affirmer qu'elles soient représentatives du flux de déchet que constituent les écrans plats.

Une dernière limite de notre analyse microscopique a été que, même si les données obtenues sont uniques et parfaitement valides pour l'échantillon analysé, nous n'avons pas montré comment elles pourraient être utilisées pour développer des règles de conception spécifiques qui permettraient d'optimiser la valorisation d'écrans plats. Il s'agit de résultats que nous avons obtenus mais que nous n'avons pas eu l'occasion de publier. Afin de montrer ce qui est possible de faire avec les données obtenues en termes de conception, nous montrons un aperçu de ces résultats en Annexe 3.

Enfin, même si au début de nos travaux nous avons réalisé une étude de cas avec un industriel (pour appliquer la méthode développée dans l'axe méthodologique 1, chapitre 4), nous n'avons plus collaboré par la suite avec des concepteurs. Nous nous sommes focalisés sur les collaborations avec les acteurs de l'autre bout du cycle de vie, c'est-à-dire de la phase de fin de vie. C'est pourquoi les résultats de nos approches macro et microscopiques (chapitres 6 et 7) n'ont pas été testés par des concepteurs. Nous ne pouvons donc pas affirmer que nos modèles permettent d'augmenter leur niveau de connaissances sur les opérateurs de traitement de la filière DEEE.

D'un autre côté, nos modèles sont censés pouvoir diminuer l'impact environnemental lié à la valorisation de DEEE. Pourtant, nos travaux n'ont pas prévu de reconcevoir des produits en prenant compte des modèles développés pour ensuite réaliser des analyses du cycle de vie des mêmes. C'est pourquoi il n'a pas été possible au cours de ces travaux de valider que la modélisation et l'intégration de l'expertise d'opérateurs de traitement au cours de la conception de produits permet de diminuer leur impact environnemental pendant la phase de fin de vie. En conséquence, il ne nous a pas non plus été possible de vérifier que des améliorations potentielles des produits en fin de vie n'occasionnent pas de transfert d'impacts à d'autres phases du cycle de vie.

3. Pistes d'amélioration et perspectives

Ces travaux de thèse ont permis de faire émerger un certain nombre de pistes d'amélioration et perspectives pour la suite.

Il serait intéressant de compléter le modèle macroscopique d'opérateurs de traitement de la filière DEEE que nous avons proposé au chapitre 6. Afin de pouvoir vérifier toutes les hypothèses sur les paramètres influençant les opérations de traitement, il serait souhaitable d'obtenir des données sur tous les paramètres identifiés pendant l'étape de caractérisation. Pour ce faire, il faudrait prévoir une collaboration avec les éco-organismes DEEE (car ils collectent facilement toutes sortes de données concernant les opérateurs, comme le taux de valorisation, le coût de traitement, etc.) ou avec l'ADEME, en ajoutant de nouvelles questions au questionnaire qu'ils envoient aux centres de traitement pour réaliser leur inventaire. Il faudrait également élargir le champ d'analyses, par exemple à toute l'Europe, afin de diminuer la dispersion de l'échantillon utilisé dans l'ACP. Ceci permettrait d'avoir une plus grande perception de la façon dont les DEEE sont traités non seulement en France mais dans d'autres pays européens. Un tel modèle pourrait être réalisé en collaboration avec le WEEE Forum étant donné que leur réseau s'étend aux éco-organismes de plusieurs pays.

D'autre part, notre méthode d'analyse du traitement d'écrans plats gagnerait à être appliquée à d'autres types d'opérateurs afin d'avoir un cas complet pour un produit. Il s'agirait d'appliquer la méthode chez des opérateurs qui réalisent des opérations de désassemblage semi-automatique, comme Veolia, ou chez des opérateurs centrés sur la réutilisation d'écrans ou de leurs composants, comme Envie. Ces analyses permettraient d'un côté de tester la robustesse de la méthode, et d'un autre côté

d'obtenir des indicateurs et des préconisations de conception sur tous les types d'opérateurs valorisant des écrans plats. Le développement de différents indicateurs et règles permettrait d'analyser des chevauchements ou incompatibilités entre les différents types d'opérateurs. Il serait intéressant ensuite de réaliser une étude de cas avec un fabricant d'écrans plats afin qu'il intègre les règles obtenues dans la conception d'un nouveau produit. Une analyse du cycle de vie du nouveau produit comparé à une version précédente pourrait servir à montrer si l'application des règles permet de diminuer l'impact environnemental du produit.

Une perspective de projet de recherche pourrait être le développement d'une base de données ouverte et collaborative qui recense l'ensemble des analyses réalisées chez différents opérateurs de traitement. Il s'agirait, par exemple, de recenser les études identifiées dans la section 3.2 du chapitre 7 concernant les analyses sur le désassemblage d'écrans plats, mais élargie à tout type de DEEE. Cela permettrait d'augmenter et de diffuser les connaissances sur l'expertise liée aux pratiques de traitement. Les informations seraient utiles aussi bien pour le monde académique que pour les concepteurs ou les décideurs politiques.

La démarche de formalisation de connaissances des opérateurs de traitement, à travers les modèles macro et microscopique proposés dans ces travaux, pourrait être appliquée à d'autres filières de valorisation. Nous pensons par exemple à des filières traitant des flux de déchets complexes et variés comme les VHU (Véhicules Hors d'Usage) ou les DEA (Déchets d'Eléments d'Ameublement).

Une démarche similaire pourrait également être réalisée pour consolider des règles de conception pour d'autres acteurs du cycle de vie ou d'autres expertises. En effet, des nouveaux paradigmes de fabrication et d'utilisation des produits sont en train de se développer (comme la fabrication additive, la consommation collaborative, etc.) et il serait souhaitable d'avoir des règles de conception adaptées aux besoins des différentes parties intéressées. Si l'on veut que les guidelines ou règles de conception soient pleinement utilisées, il faudrait mettre en place des outils dans les entreprises qui permettent d'accompagner l'évolution de ces règles en fonction de l'évolution des savoir-faire et des expertises des différents acteurs du cycle de vie.

4. Derniers mots : de la valorisation à la prévention de déchets

Cette recherche nous a fait prendre pleinement conscience des impacts environnementaux liés à nos modes de production et de consommation. Bien qu'il soit important d'agir dans le sens d'un moindre impact des activités liées à la valorisation de déchets, il faudrait parallèlement se questionner sur le problème de base : pourquoi notre société génère-t-elle tant de déchets ? Au cours de ces travaux nous n'avons pas eu l'opportunité de nous pencher sur cette question. Néanmoins, nous avons constaté que ces dernières années un mouvement de promotion de la réduction des déchets est en train de naître en France et dans le monde. De nombreuses initiatives citoyennes⁴¹, entrepreneuriales⁴² ou réglementaires⁴³ émergent dans ce sens, tentant d'appliquer, d'une certaine manière, les paroles célèbres d'Albert Einstein : « *Une personne intelligente résout un problème. Une personne sage l'évite* ».

⁴¹ Depuis 2015, l'association *Halte à l'Obsolescence Programmée* promeut l'allongement de la durée de vie des produits.

⁴² Aux Etats-Unis, le site d'e-commerce *buymeonce.com* commercialise des produits à longue durée de vie.

⁴³ Le gouvernement suédois votera en décembre 2016 une proposition de loi visant à baisser les impôts liés à la réparation d'objets de 25 % à 12 %. Source : theguardian.com.

BIBLIOGRAPHIE

- 2ACR, A.A.C.R., 2013. Glossaire des termes usuels du recyclage et de la valorisation à l'usage des industriels et de leurs interlocuteurs "réglementaires."
- Active Disassembly Research Ltd, 2005. Design for Disassembly Guidelines.
- Actu Environnement, 2015. DEEE : hausse de la collecte 2014 d'Eco-systèmes pour anticiper 2019. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/deee-collecte-hausse-2014-objectif-2019-nouveaux-canaux-ecosystemes-23856.php4#xtor=EPR-1> (accessed 4.30.15).
- Actu-Environnement, 2016. DEEE professionnels : trois éco-organismes agréés. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/deee-professionnels-eco-organismes-agrees-ecologic-recylum-ecosystemes-25966.php4> (accessed 9.8.16).
- Actu-Environnement, 2015a. Définition de Déchet. http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/dechet.php4 (accessed 11.3.15).
- Actu-Environnement, 2015b. DEEE : les éco-organismes se substitueront-ils aux inspecteurs des installations classées ? <http://www.actu-environnement.com/ae/news/dechets-deee-eco-organismes-substituer-inspecteurs-installations-classees-24979.php4> (accessed 9.13.16).
- Actu-Environnement, 2014a. DEEE : le nouveau dispositif réglementaire est en place. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/deee-nouveau-dispositif-reglementaire-reprise-obligation-observatoire-23007.php4> (accessed 9.12.16).
- Actu-Environnement, 2014b. Federec signe un partenariat avec Eco-systèmes pour améliorer la collecte des DEEE. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/partenariat-federec-eco-systemes-deee-collecte-dechets-23392.php4> (accessed 9.12.16).
- Actu-Environnement, 2012. La nouvelle directive sur les DEEE entre en vigueur. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/DEEE-directive-publication-collecte-selective-objectifs-16390.php4> (accessed 9.11.16).
- ADEME, 2015a. Éco-conception : Guide pratique d'une démarche responsable (Guide Pratique).
- ADEME, 2015b. Équipements électriques et électroniques - Données 2014 - Synthèse.
- ADEME, 2015c. Équipements électriques et électroniques - Données 2014.
- ADEME, 2014a. Les filières à responsabilité élargie du producteur - Panorama 2013.
- ADEME, 2014b. Inventaire 2012 des centres de traitement de déchets des équipements électriques et électroniques.
- ADEME, 2014c. Annuaire 2012 des sites de traitement de déchets d'équipements électriques et électroniques.
- ADEME, 2013a. Projet de quantification des déchets d'équipements électrique et électroniques (DEEE) en France. Gisement et destinations des DEEE ménagers et assimilés.
- ADEME, 2013b. Rapport annuel 2012 sur la mise en oeuvre de la réglementation relative aux Déchets d'Équipements Électriques et Électroniques (DEEE).
- ADEME, 2012. État de l'art des technologies d'identification et tri des déchets (Etude, Rapport).
- Alhomsy, H., 2012. Intégration de "Règles DfE" (Design for Environment) pour la conception de produits, process et cycles de vie propres.
- Allwood, J.M., Ashby, M.F., Gutowski, T.G., Worrell, E., 2011. Material efficiency: A white paper. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 362–381. doi:10.1016/j.resconrec.2010.11.002
- Alonso Movilla, N., Zwolinski, P., 2015. Design for Recovery: Applying Multivariate Statistics to Define Groupings of French WEEE Pre-Treatment Operators. *Proc. 20th Int. Conf. Eng. Des. Vol 4: Design for X, Design to X*, 51–60.
- ALR Innovation, 2015. LCD Recycling | ALR Innovations. <http://www.alr.ie/index.html> (accessed 8.26.15).

- Ardente, F., Beccali, G., Cellura, M., 2003. Eco-sustainable energy and environmental strategies in design for recycling: the software "ENDLESS." *Ecol. Model.* 163, 101–118. doi:10.1016/S0304-3800(02)00418-0
- Ardente, F., Mathieux, F., 2014. Identification and assessment of product's measures to improve resource efficiency: the case-study of an Energy using Product. *J. Clean. Prod.* 83, 126–141. doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.058
- Ardente, F., Mathieux, F., Recchioni, M., 2014. Recycling of electronic displays: Analysis of pre-processing and potential ecodesign improvements. *Resour. Conserv. Recycl.* 92, 158–171. doi:10.1016/j.resconrec.2014.09.005
- Ayres, R.U., 1994. *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. United Nations University Press.
- Bahers, J.-B., 2012. *Dynamiques des filières de récupération-recyclage et écologie territoriale : l'exemple de la filière de traitement des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) en Midi-Pyrénées* (phdthesis). Université Toulouse le Mirail - Toulouse II.
- Baker, E., Bournay, E., Harayama, A., Rekacewicz, P., 2004. *Vital waste graphics*. United Nations Environment Programme.
- Bakker, C., Wang, F., Huisman, J., den Hollander, M., 2014. Products that go round: exploring product life extension through design. *J. Clean. Prod.* 69, 10–16. doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.028
- Baldé, C.P., Wang, F., Huisman, J., 2015. *The global e-waste monitor - 2014*, United Nations University. IAS - SCYCLE, Bonn, Germany.
- Bentaha, M.L., Battaïa, O., Dolgui, A., 2014. Disassembly Line Balancing and Sequencing under Uncertainty. *Procedia CIRP*, 21st CIRP Conference on Life Cycle Engineering 15, 239–244. doi:10.1016/j.procir.2014.06.016
- Bihouix, P., Guillebon, B.D., 2013. *Quel futur pour les métaux ? : Raréfaction des métaux : un nouveau défi pour la société*. EDP Sciences.
- Blessing, L.T.M., Chakrabarti, A., 2009. *DRM, a Design Research Methodology*. Springer.
- Boiral, O., 2007. *Environnement et gestion: de la prévention à la mobilisation*. Presses Université Laval.
- Bonnefrite, 2014. *Ressources et déchets*.
- Bonneuil, C., Fressoz, J.-B., 2013. *L'Événement Anthropocène: La Terre, l'histoire et nous*. Seuil.
- Bonvoisin, J., 2012. *Analyse environnementale et éco-conception de services informationnels* (phdthesis). Université de Grenoble.
- Boothroyd, G., Alting, L., 1992. Design for Assembly and Disassembly. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 41, 625–636. doi:10.1016/S0007-8506(07)63249-1
- Brouillat, E., Oltra, V., 2012. Extended producer responsibility instruments and innovation in eco-design: An exploration through a simulation model. *Ecol. Econ., Sustainability in Global Product Chains* 83, 236–245. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.07.007
- Brulez, R., 2010. *Les ressources naturelles*. Scibium.
- Cercle National du Recyclage, 2014. *Observatoire des filières à Responsabilité Elargie des Producteurs en interaction avec le service public de gestion des déchets*.
- Cerdan, C., Gazulla, C., Raugei, M., Martinez, E., Fullana-i-Palmer, P., 2009. Proposal for new quantitative eco-design indicators: a first case study. *J. Clean. Prod.* 17, 1638–1643. doi:10.1016/j.jclepro.2009.07.010
- Chancerel, P., Meskers, C.E.M., Hagelüken, C., Rotter, V.S., 2009. Assessment of Precious Metal Flows During Pre-processing of Waste Electrical and Electronic Equipment. *J. Ind. Ecol.* 13, 791–810. doi:10.1111/j.1530-9290.2009.00171.x
- Charbuillet, C., 2013. *Présentation du projet BDFI - ADEME*.
- Charter, M., Gray, C., 2008. Remanufacturing and product design. *Int. J. Prod. Dev.* 6, 375–392. doi:10.1504/IJPD.2008.020406
- Cluster CRÉER, 2014. *Fiche Projet : ODEFIRE*. http://www.clustercreer.com/fr/proj_odefired.htm (accessed 9.25.16).
- Collins English Dictionary, 2015a. Definition of "task". <http://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/task> (accessed 8.18.15).
- Collins English Dictionary, 2015b. Definition of "step". <http://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/step> (accessed 8.18.15).

- Collins English Dictionary, 2015c. Definition of “operation”. <http://www.collinsdictionary.com/dictionary/english/operation> (accessed 8.18.15).
- Commission Européenne, 2015. Paquet «économie circulaire»: questions et réponses.
- Commission Européenne, 2014. Communiqué de presse - L’UE recense 20 matières premières critiques: un réel défi attend l’industrie européenne. Bruxelles.
- Commission Européenne, 2011. Utilisation efficace des ressources: un impératif opérationnel.
- Cour de comptes, 2016. Rapport public annuel 2016. Les éco-organismes : un dispositif original à consolider.
- Crutzen, P.J., Stoermer, E.F., 2000. The “Anthropocene.” *Glob. Change Newsl.* No 41 17–18.
- Cui, J., Forssberg, E., 2003. Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: a review. *J. Hazard. Mater.* 99, 243–263. doi:10.1016/S0304-3894(03)00061-X
- Dalhammar, C., n.d. Industry attitudes towards ecodesign standards for improved resource efficiency. *J. Clean. Prod.* doi:10.1016/j.jclepro.2015.12.035
- Dalhammar, C., Machacek, E., Bundgaard, A., Zacho, K.O., Remmen, A., 2014. Addressing resource efficiency through the Ecodesign Directive: A review of opportunities and barriers. Nordic Council of Ministers.
- Das, S.K., Yedlarajiah, P., Narendra, R., 2000. An approach for estimating the end-of-life product disassembly effort and cost. *Int. J. Prod. Res.* 38, 657–673. doi:10.1080/002075400189356
- Dat, L.Q., Truc Linh, D.T., Chou, S.-Y., Yu, V.F., 2012. Optimizing reverse logistic costs for recycling end-of-life electrical and electronic products. *Expert Syst. Appl.* 39, 6380–6387. doi:10.1016/j.eswa.2011.12.031
- Desai, A., Mital, A., 2005. Incorporating work factors in design for disassembly in product design. *J. Manuf. Technol. Manag.* 16, 712–732. doi:10.1108/17410380510619932
- Devadula, S., Chakrabarti, A., 2015. Design strategies for Circular Economy. *Proc. 20th Int. Conf. Eng. Des. ICED 15 Vol 1 Des. Life Milan Italy* 27-300715.
- DGPR (Direction Générale de la Prévention des Risques), ADEME, 2012. Rapport sur les modalités d’évolution et d’extension du principe de responsabilité élargie des producteurs dans la gestion des déchets.
- DigitalEurope, 2012. Draft Non-energy requirements for the revision of the TVs/Display regulation (642/2009 of 22 July 2009).
- Display Search, 2009. LED Backlight Shipments Skyrocket as CCFLs and EEFLs Lose Ground | DisplaySearch. http://www.displaysearch.com/cps/rde/xchg/displaysearch/hs.xsl/091117_led_backlight_shipments_skyrocket_as_ccfls_and_eepls_lose_ground.asp (accessed 8.21.15).
- Donough, W.M., Braungart, M., 2012. *Cradle to cradle: Créer et recycler à l’infini*. Alternatives éditions.
- Dowie, T., Simon, M., 1994. Guidelines for designing for disassembly and recycling. *Manch. Metrop. Univ.*
- Doyle, K., L. Ijomah, W., Antony, J., 2011. Investigating the Requirements Needed to Make Appropriate End-of-Life Decisions. *Proc. 18th Int. Conf. Eng. Des. ICED 11 Impacting Soc. Eng. Des. Vol 5 Des. X Des. X Lyngby-Copenhagen Den.* 15-19082011.
- Duflou, J.R., Seliger, G., Kara, S., Umeda, Y., Ometto, A., Willems, B., 2008. Efficiency and feasibility of product disassembly: A case-based study. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 57, 583–600. doi:10.1016/j.cirp.2008.09.009
- Duval, C., 2009. *Matières plastiques et environnement 2e édition - Recyclage. Valorisation. Biodégradabilité. Ecoconception*. Dunod.
- Ecologic, 2012. *La Valorisation Des Déchets Des Appareils Réfrigérants : Enjeux Et Perspectives - Gestion des DEEE*. <http://www.ecologic-france.com/> (accessed 6.2.12).
- EEA (European Environment Agency), 2012. *Material resources and waste — 2012 update (Publication)*. Copenhagen.
- Ellen McArthur Foundation, 2015. *Towards a Circular Economy: business rationale for an accelerated transition*.
- Elo, K., Sundin, E., 2014a. Automatic Dismantling Challenges in the Structural Design of LCD TVs. *Procedia CIRP, 21st CIRP Conference on Life Cycle Engineering* 15, 251–256. doi:10.1016/j.procir.2014.06.058
- Elo, K., Sundin, E., 2014b. Process Concepts for Semi-automatic Dismantling of LCD Televisions. *Procedia CIRP, 5th CATS 2014 - CIRP Conference on Assembly Technologies and Systems* 23, 270–275. doi:10.1016/j.procir.2014.10.104

- Eriksen, K.A., 2008. New Demands on Design for Disassembly to Improve Recycling of Electrical and Electronical Products, in: *Proceedings of NordDesign 2008*. Presented at the Proceedings of NordDesign 2008, Tallinn:Tallinn University of Technology, pp. 210–220.
- E.T., A., 2016a. Le lave-linge inusable... ou presque. *Sci. Vie* 12.
- E.T., A., 2016b. Un smartphone vraiment équitable. *Sci. Vie* 12.
- European Commission, 2016. List of ecodesign measures.
- European Commission, 2015a. Waste. <http://ec.europa.eu/environment/waste/> (accessed 11.12.15).
- European Commission, 2015b. Communication “Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy”, COM(2015) 614.
- European Commission, 2014. Report on Critical Raw Materials for the EU.
- European Commission, 2010. Environmental statistics and accounts in Europe, Statistical books. Publications Office of the European Union.
- European Commission, 2001. Environment 2010: Our future, Our choice. Commun. Sixth Environ. Action Programme Eur. Community.
- European Commission – DG Environment, 2014. Development of Guidance on Extended Producer Responsibility (EPR).
- European Environmental Agency, 2014. Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014 (No. Technical report No 09/2014).
- European Environmental Bureau, 2014. Advancing resource efficiency in Europe. Indicators and waste policy scenarios to deliver a resource efficient and sustainable Europe.
- European Parliament and Council, 2012. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Off. J. Eur. Union* 38–71.
- European Parliament and Council, 2011. Directive 2011/65/EU of the European Parliament and of the Council of 8 June 2011 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. *Off. J. Eur. Union* 88–110.
- European Parliament and Council, 2009. Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products. *Off. J. Eur. Union* 10–35.
- European Parliament and Council, 2008. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. *Off. J. Eur. Union* 3–30.
- European Parliament and Council, 2006. Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH). *Off. J. Eur. Union* 1–849.
- European Parliament and Council, 2005. Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council of 6 July 2005 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-using products and amending Council Directive 92/42/EEC and Directives 96/57/EC and 2000/55/EC of the European Parliament and of the Council. *Off. J. Eur. Union*.
- European Parliament and Council, 2003a. Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). *Off. J. Eur. Union* 24–38.
- European Parliament and Council, 2003b. Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. *Off. J. Eur. Union* 19–23.
- Evbuomwan, N.F.O., Sivaloganathan, S., Jebb, A., 1996. A Survey of Design Philosophies, Models, Methods and Systems. *Proc. Inst. Mech. Eng. Part B J. Eng. Manuf.* 210, 301–320. doi:10.1243/PIME_PROC_1996_210_123_02
- Fakhredin, F., Bakker, C., Geraedts, J., Huisman, J., 2013. Five Perspectives on Design for End of Life Highlights of a Literature Review. *Proc. EcoDesign 2013 Int. Symp.*
- Favi, C., Germani, M., Mandolini, M., Marconi, M., 2012. LeanDfd: A Design for Disassembly Approach to Evaluate the Feasibility of Different End-of-Life Scenarios for Industrial Products, in: Dornfeld, D.A., Linke, B.S. (Eds.), *Leveraging Technology for a Sustainable World*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 215–220.
- FEDEREC, 2012. Livre blanc. 7 propositions pour l’avenir de la REP.

- Finkbeiner, M., Schneider, L., Berger, M., 2012. Design for Resource Efficiency, in: Matsumoto, D.M., Umeda, P.Y., Masui, D.K., Fukushima, D.S. (Eds.), *Design for Innovative Value Towards a Sustainable Society*. Springer Netherlands, pp. 106–109.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1999. Guidelines for the Routine Collection of Capture Fishery Data: Prepared at the FAO/DANIDA Expert Counsultation, Bangkok, Thailand, 18-30 May 1998. Food & Agriculture Org.
- Froelich, D., Sulpice, D., 2013a. Guide Eco-conception des éco-organismes DEEE.
- Froelich, D., Sulpice, D., 2013b. The “Eco-design” guide of French WEEE compliance schemes.
- Fukushige, S., Kunii, E., Yamamoto, K., Umeda, Y., 2011. A Design Support System for Scenario-Based Lifecycle Design 919–927. doi:10.1115/DETC2011-47447
- Gaustad, G., Olivetti, E., Kirchain, R., 2010. Design for Recycling. *J. Ind. Ecol.* 14, 286–308. doi:10.1111/j.1530-9290.2010.00229.x
- Georgescu-Roegen, N., Grinewald, J., Rens, I., 2006. *La décroissance : Entropie-Ecologie-Economie*, 3e édition revue et augmentée. ed. Le Sang de la Terre, Paris.
- Germani, M., Luzi, A., Mandolini, M., Marconi, M., 2014. End-of-Life Indices to Manage the Demanufacturing Phase during the Product Design Process, in: Zaeh, M.F. (Ed.), *Enabling Manufacturing Competitiveness and Economic Sustainability*. Springer International Publishing, pp. 339–344.
- Gerrard, J., Kandlikar, M., 2007. Is European end-of-life vehicle legislation living up to expectations? Assessing the impact of the ELV Directive on “green” innovation and vehicle recovery. *J. Clean. Prod.* 15, 17–27. doi:10.1016/j.jclepro.2005.06.004
- Giusti, L., 2009. A review of waste management practices and their impact on human health. *Waste Manag.* 29, 2227–2239. doi:10.1016/j.wasman.2009.03.028
- Global Footprint Network, 2016. Jour du dépassement global. http://www.footprintnetwork.org/fr/index.php/GFN/page/earth_overshoot_day/ (accessed 9.29.16).
- González, B., Adenso-Díaz, B., 2006. A scatter search approach to the optimum disassembly sequence problem. *Comput. Oper. Res.* 33, 1776–1793. doi:10.1016/j.cor.2004.11.018
- Goodship, V., Stevels, A., 2012. *Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Handbook*. Elsevier.
- Gottberg, A., Morris, J., Pollard, S., Mark-Herbert, C., Cook, M., 2006. Producer responsibility, waste minimisation and the WEEE Directive: Case studies in eco-design from the European lighting sector. *Sci. Total Environ.* 359, 38–56. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.07.001
- Graedel, T.E., Allenby, B.R., 2002. *Industrial Ecology*, 2 edition. ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.
- Gries, B., Blessing, L., 2003. Towards a disassembly process-oriented design of sustainable products. *Proc. ICED 03 14th Int. Conf. Eng. Des.* Stockh.
- Gungor, A., 2006. Evaluation of connection types in design for disassembly (DFD) using analytic network process. *Comput. Ind. Eng.* 50, 35–54. doi:10.1016/j.cie.2005.12.002
- Gungor, A., Gupta, S.M., 1997. An evaluation methodology for disassembly processes. *Comput. Ind. Eng.* 33, 329–332. doi:10.1016/S0360-8352(97)00104-6
- Gupta, S.M., Gungor, A., 2001. Product recovery using a disassembly line: challenges and solution, in: *Proceedings of the 2001 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*, 2001. Presented at the Proceedings of the 2001 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 2001, pp. 36–40. doi:10.1109/ISEE.2001.924499
- Gupta, S.M., McLean, C.R., 1996. Disassembly of products. *Comput. Ind. Eng.* 31, 225–228. doi:10.1016/0360-8352(96)00146-5
- Gupta, S.M., Taleb, K.N., 1994. Scheduling disassembly. *Int. J. Prod. Res.* 32, 1857–1866. doi:10.1080/00207549408957046
- Haoues, N., 2006. Contribution à l’intégration des contraintes de désassemblage et de recyclage dès les premières phases de conception des produits. PhD Thesis, Ecole Nationale Supérieur d’Arts et Métiers.
- Hargreaves, J.S.J., Pulford, I.D., Balakrishnan, M., Batra, V.S., 2013. *Conversion of Large Scale Wastes into Value-added Products*. CRC Press.
- Harjula, T., Rapoza, B., Knight, W.A., Boothroyd, G., 1996. Design for Disassembly and the Environment. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 45, 109–114. doi:10.1016/S0007-8506(07)63027-3

- Hatcher, G.D., Ijomah, W.L., Windmill, J.F.C., 2011. Design for remanufacture: a literature review and future research needs. *J. Clean. Prod.* 19, 2004–2014. doi:10.1016/j.jclepro.2011.06.019
- Herrmann, C., Frad, A., Revnic, I., Luger, T., 2005. Product Architect, a new approach for transparency and controlling of the End-of-Life performance, in: *Fourth International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing*, 2005. *Eco Design 2005*. Presented at the Fourth International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing, 2005. *Eco Design 2005*, pp. 634–639. doi:10.1109/ECODIM.2005.1619314
- Hogg, D., Ballinger, A., 2015. La contribution potentielle de la gestion des déchets à une économie bas carbone, Rapport commandité par Zero Waste Europe en partenariat avec Zero Waste France et ACR+.
- Huang, C.-C., Liang, W.-Y., Chuang, H.-F., Chang, Z.-Y., 2012. A novel approach to product modularity and product disassembly with the consideration of 3R-abilities. *Comput. Ind. Eng.* 62, 96–107. doi:10.1016/j.cie.2011.08.021
- Huisman, J., 2003. The QWERTY/EE concept, Quantifying Recyclability and Eco-Efficiency for End-of-Life Treatment of Consumer Electronic Products. PhD Thesis, Delft University of Technology.
- Hultgren, N., 2012. Guidelines and Design Strategies for Improved Product Recyclability. Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Huteau, H., 2015. Bientôt un outil pour intégrer le plastique recyclé dès la conception? - *Journal de l'environnement*. <http://www.journaldelenvironnement.net/article/bientot-un-outil-pour-integrer-le-plastique-recycle-des-la-conception,65349> (accessed 9.25.16).
- Huulgaard, R.D., Dalgaard, R., Merciai, S., 2013. Ecodesign requirements for televisions—is energy consumption in the use phase the only relevant requirement? *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1098–1105. doi:10.1007/s11367-013-0554-8
- Huysman, S., Sala, S., Mancini, L., Ardente, F., Alvarenga, R.A.F., De Meester, S., Mathieux, F., Dewulf, J., 2015. Toward a systematized framework for resource efficiency indicators. *Resour. Conserv. Recycl.* 95, 68–76. doi:10.1016/j.resconrec.2014.10.014
- iFixit, 2016. Device Repairability Scores. <https://www.ifixit.com/Info/Repairability> (accessed 6.8.16).
- IHS, 2015a. Global TV Panel Shipments to Reach Record of 265 Million Units in 2015, IHS says | DisplaySearch. http://www.displaysearch.com/cps/rde/xchg/displaysearch/hs.xsl/150528_global_tv_panel_shipments_to_reach_record_of_265_million_units.asp (accessed 8.21.15).
- IHS, 2015b. Display Long-Term Demand Forecast Tracker - Q2 2015 - IHS Technology. <https://technology.ihs.com/545132/display-long-term-demand-forecast-tracker-q2-2015> (accessed 8.21.15).
- IHS, 2015c. Profit margins for 32-Inch LCD Panels, a Key Display Revenue Generator, to Decline Steeply, IHS Says | IHS Online Newsroom. <http://press.ihs.com/press-release/technology/profit-margins-32-inch-lcd-panels-key-display-revenue-generator-decline-ste> (accessed 8.21.15).
- Ijomah, W.L., McMahon, C.A., Hammond, G.P., Newman, S.T., 2007. Development of design for remanufacturing guidelines to support sustainable manufacturing. *Robot. Comput.-Integr. Manuf.*, 16th International Conference on Flexible Automation and Intelligent Manufacturing 23, 712–719. doi:10.1016/j.rcim.2007.02.017
- Ilgin, M.A., Gupta, S.M., Battaia, O., 2015. Use of MCDM techniques in environmentally conscious manufacturing and product recovery: State of the art. *J. Manuf. Syst.* In Press, Corrected Proof. doi:10.1016/j.jmsy.2015.04.010
- International Organization for Standardization, 2015. ISO 14001:2015 Systèmes de management environnemental - Exigences et lignes directrices pour son utilisation.
- Ishii, K., Eubanks, C.F., Di Marco, P., 1994. Design for product retirement and material life-cycle. *Mater. Des.* 15, 225–233. doi:10.1016/0261-3069(94)90007-8
- Ishii, K., Eubanks, F., 1993. Life Cycle Evaluation of Mechanical Systems. *Proc. 1993 NSF Des. Manuf. Syst. Conf.* 1, 575–579.
- ISO (International Organization for Standardization), 2011. ISO 14006:2011 - Systèmes de management environnemental -- Lignes directrices pour intégrer l'éco-conception.
- Issa, I.I., Pigosso, D.C.A., McAloone, T.C., Rozenfeld, H., 2015. Leading product-related environmental performance indicators: a selection guide and database. *J. Clean. Prod.* 108, Part A, 321–330. doi:10.1016/j.jclepro.2015.06.088
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., 2010. Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan. PPUR Presses polytechniques.

- Jovane, F., Alting, L., Armillotta, A., Eversheim, W., Feldmann, K., Seliger, G., Roth, N., 1993. A Key Issue in Product Life Cycle: Disassembly. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 42, 651–658. doi:10.1016/S0007-8506(07)62530-X
- Juchneski, N.C.F., Scherer, J., Grochau, I.H., Veit, H.M., 2013. Disassembly and characterization of liquid crystal screens. *Waste Manag. Res. J. Int. Solid Wastes Public Clean. Assoc. ISWA* 31, 549–558. doi:10.1177/0734242X13485795
- Kang, H.-Y., Schoenung, J.M., 2005. Electronic waste recycling: A review of U.S. infrastructure and technology options. *Resour. Conserv. Recycl.* 45, 368–400. doi:10.1016/j.resconrec.2005.06.001
- Kang, K.-W., Doh, H.-H., Park, J.-H., Lee, D.-H., 2012. Disassembly leveling and lot sizing for multiple product types: a basic model and its extension. *Int. J. Adv. Manuf. Technol.* 1–11. doi:10.1007/s00170-012-4570-9
- Kara, S., Pornprasitpol, P., Kaebernick, H., 2006. Selective Disassembly Sequencing: A Methodology for the Disassembly of End-of-Life Products. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 55, 37–40. doi:10.1016/S0007-8506(07)60361-8
- Kemp, R., Van Lente, H., 2011. The dual challenge of sustainability transitions. *Environ. Innov. Soc. Transit.* 1, 121–124. doi:10.1016/j.eist.2011.04.001
- Kiddee, P., Naidu, R., Wong, M.H., 2013. Electronic waste management approaches: An overview. *Waste Manag.* 33, 1237–1250. doi:10.1016/j.wasman.2013.01.006
- Kobayashi, Y., Kobayashi, H., Hongu, A., Sanehira, K., 2005. A Practical Method for Quantifying Eco-efficiency Using Eco-design Support Tools. *J. Ind. Ecol.* 9, 131–144. doi:10.1162/108819805775247990
- Kriwet, A., Zussman, E., Seliger, G., 1995. Systematic integration of design-for-recycling into product design. *Int. J. Prod. Econ.* 38, 15–22. doi:10.1016/0925-5273(95)99062-A
- Kroll, E., Carver, B.S., 1999. Disassembly analysis through time estimation and other metrics. *Robot. Comput.-Integr. Manuf.* 15, 191–200. doi:10.1016/S0736-5845(99)00026-5
- Kroll, E., Hanft, T.A., 1998. Quantitative evaluation of product disassembly for recycling. *Res. Eng. Des.* 10, 1–14. doi:10.1007/BF01580266
- Kuehr, R., 2012. Global e-waste initiatives, in: Stevels, A. (Ed.), *Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Handbook*, Woodhead Publishing Series in Electronic and Optical Materials. Woodhead Publishing, pp. 3–16.
- Kuo, T.C., 2012. Waste electronics and electrical equipment disassembly and recycling using Petri net analysis: Considering the economic value and environmental impacts. *Comput. Ind. Eng.* doi:10.1016/j.cie.2011.12.029
- Kuo, T.C., 2006. Enhancing disassembly and recycling planning using life-cycle analysis. *Robot. Comput.-Integr. Manuf.* 22, 420–428. doi:10.1016/j.rcim.2005.11.014
- Kurilova-Palaisaitiene, J., Lindkvist, L., Sundin, E., 2015. Towards Facilitating Circular Product Life-Cycle Information Flow via Remanufacturing. *Procedia CIRP, The 22nd CIRP Conference on Life Cycle Engineering* 29, 780–785. doi:10.1016/j.procir.2015.02.162
- Kwak, M., Kim, H., 2011. MODELLING TIME-VARYING VALUE OF AN END-OF-LIFE PRODUCT FOR DESIGN FOR RECOVERY. *Proc. 18th Int. Conf. Eng. Des. ICED 11 Impacting Soc. Eng. Des. Vol 5 Des. X Des. X LyngbyCopenhagen Den.* 15-19082011.
- Lacoste, R., Robiolle, M., Vital, X., 2011. *L'écoconception en électronique*. Dunod.
- Lahonde, N., 2010. Optimisation du processus de conception : proposition d'un modèle de sélection des méthodes pour l'aide à la décision. *Chemical and Process Engineering. Arts et Métiers ParisTech*.
- Lavallee, S., Normandin, D., Sonnemann, G., 2005. L'analyse du cycle de vie des produits et services : Un outil d'aide à la décision pour les décideurs publics et privés en matière de développement durable. *Liaison Énerg. Francoph.* 24–28.
- Le Pochat, S., 2005. Intégration de l'éco-conception dans les PME : proposition d'une méthode d'appropriation de savoir-faire pour la conception environnementale des produits. Paris, ENSAM.
- Lee, H.M., Lu, W.F., Song, B., 2014. A framework for assessing product End-Of-Life performance: reviewing the state of the art and proposing an innovative approach using an End-of-Life Index. *J. Clean. Prod.* 66, 355–371. doi:10.1016/j.jclepro.2013.11.001
- Lee, H.M., Sundin, E., 2012. The Swedish WEEE system - Challenges and recommendations, in: *2012 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST)*. Presented at the 2012 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST), pp. 1–6. doi:10.1109/ISSST.2012.6228012

- Leonard, A., 2010. The story of electronics: Annotated Script.
- Les Amis de la Terre, 2015. Comment sortir de l'obsolescence programmée ?
- Letcher, B., 2011. Old and new LCD television assemblies—disassembly differences. Report of the project sustainable recycling of flat panel displays—project HÅPLA a Swedish initiative towards a comprehensive solution, Private communication.
- Li, J., Lopez N., B.N., Liu, L., Zhao, N., Yu, K., Zheng, L., 2013. Regional or global WEEE recycling. Where to go? *Waste Manag.* 33, 923–934. doi:10.1016/j.wasman.2012.11.011
- Li, J., Zeng, X., Stevels, A., 2015. Ecodesign in Consumer Electronics: Past, Present, and Future. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 45, 840–860. doi:10.1080/10643389.2014.900245
- Li, W.D., Xia, K., Gao, L., Chao, K.-M., 2013. Selective disassembly planning for waste electrical and electronic equipment with case studies on liquid crystal displays. *Robot. Comput.-Integr. Manuf.* 29, 248–260. doi:10.1016/j.rcim.2013.01.006
- Lindahl, M., 2006. Engineering designers' experience of design for environment methods and tools – Requirement definitions from an interview study. *J. Clean. Prod.* 14, 487–496. doi:10.1016/j.jclepro.2005.02.003
- Lindkvist, L., Alonso Movilla, N., Sundin, E., Zwolinski, P., 2015. Investigating types of information from WEEE take-back systems in order to promote Design for Recovery. *Proc. 9th Int. Symp. Environ. Conscious Des. Inverse Manuf.*
- Lindkvist, L., Sundin, E., n.d. Assessing barriers for available life-cycle information feedback transfer to product design. *Proc. ICoR 2015 Amst. Be Publ.*
- Link, S., Klobardanz, H., Denz, N., 2014. Criticality of Resources from a Business Perspective: Extending Existing Approaches (Publications of Darmstadt Technical University, Institute for Business Studies (BWL)). Darmstadt Technical University, Department of Business Administration, Economics and Law, Institute for Business Studies (BWL).
- Luttrupp, C., Lagerstedt, J., 2006. EcoDesign and The Ten Golden Rules: generic advice for merging environmental aspects into product development. *J. Clean. Prod., EcoDesign: What's happening?* 14, 1396–1408. doi:10.1016/j.jclepro.2005.11.022
- Lutz, C., Meyer, B., Wolter, M.I., 2010. The global multisector/multicountry 3-E model GINFORS. A description of the model and a baseline forecast for global energy demand and CO₂ emissions. *Int. J. Glob. Environ. Issues* 10, 25. doi:10.1504/IJGENVI.2010.030567
- Mardia, K.V., Kent, J.T., Bibby, J.M., 1979. *Multivariate Analysis*. Acad. Press 213–254.
- Materialflows.net, 2014. Global resource extraction by material category 1980-2011. <http://www.materialflows.net/trends/analyses-1980-2011/global-resource-extraction-by-material-category-1980-2011/> (accessed 11.10.15).
- Mathieux, F., Froelich, D., Moszkowicz, P., 2008. ReSICLED: a new recovery-conscious design method for complex products based on a multicriteria assessment of the recoverability. *J. Clean. Prod.* 16, 277–298. doi:10.1016/j.jclepro.2006.07.026
- Mathieux, F., Froelich, D., Moszkowicz, P., 2001. Development of recovery indicators to be used during product design process: method, potentialities and limits, in: *Proceedings EcoDesign 2001: Second International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing*, 2001. Presented at the Proceedings EcoDesign 2001: Second International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing, 2001, pp. 281–286. doi:10.1109/2001.992365
- Mathieux, F., Recchioni, M., Ardente, F., 2014. Measuring the Time for Extracting Components in End-of-life Products: Needs for a Standardized Method and Aspects to be Considered. *Procedia CIRP*, 21st CIRP Conference on Life Cycle Engineering 15, 245–250. doi:10.1016/j.procir.2014.06.033
- McCann, D., Wittmann, A., 2015. Solving the E-Waste Problem (Step) Green Paper. E-waste Prevention, Take-back System Design and Policy Approaches. Ruediger Kuehr, United Nations University – Institute for the Advanced Study of Sustainability (UNU-IAS).
- Mérot, A.-S., 2014. Gouvernance et développement durable : le cas de la responsabilité élargie du producteur dans la filière de gestion des déchets des équipements électriques et électroniques. Grenoble.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being*. Island Press Washington, DC.
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2015. Décret n° 2015-1826 du 30 décembre 2015 relatif à la commission des filières de responsabilité élargie des producteurs. *J. Off. Répub. Fr.*

- Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2014. Plan 2014-2020 de réduction et de valorisation de déchets.
- Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie, 2012. Incentives for eco-design in WEEE EPR schemes: The French experience.
- Mizuno, T., Kunii, E., Fukushima, S., Umeda, Y., 2012. Recyclability Evaluation of LCD TVs Based on End-of-Life Scenarios, in: Dornfeld, D.A., Linke, B.S. (Eds.), *Leveraging Technology for a Sustainable World*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 179–183.
- Novel, A.-S., 2013a. Obsolescence déprogrammée, ces industriels qui s'engagent (1/3): Dyson. <http://alternatives.blog.lemonde.fr/2013/11/06/obsolescence-deprogramme-cs-industriels-qui-sengagent-13-dyson/> (accessed 9.16.16).
- Novel, A.-S., 2013b. Obsolescence déprogrammée, ces industriels qui s'engagent (2/3): Malongo. <http://alternatives.blog.lemonde.fr/2013/11/08/obsolescence-deprogramme-cs-industriels-qui-sengagent-23-malongo/> (accessed 9.16.16).
- Novel, A.-S., 2013c. Obsolescence déprogrammée, ces industriels qui s'engagent (3/3): Philips. <http://alternatives.blog.lemonde.fr/2013/11/12/obsolescence-deprogramme-cs-industriels-qui-sengagent-33-philips/> (accessed 9.16.16).
- OCAD3E, 2015. Note technique : Application des critères de modulation de la contribution environnementale.
- OCAD3E, 2010. Note technique : Application des critères de modulation de la contribution environnementale.
- ORDIF, 2014. Installations de DEEE en Île-de-France.
- Östlin, J., Sundin, E., Björkman, M., 2009. Product life-cycle implications for remanufacturing strategies. *J. Clean. Prod.* 17, 999–1009. doi:10.1016/j.jclepro.2009.02.021
- Oteng-Ababio, M., Amankwaa, E.F., Chama, M.A., 2014. The local contours of scavenging for e-waste and higher-valued constituent parts in Accra, Ghana. *Habitat Int.* 43, 163–171. doi:10.1016/j.habitatint.2014.03.003
- Parlement européen et Conseil, 2012. Directive 2012/19/UE du Parlement européen et du Conseil du 4 juillet 2012 relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) (refonte). *J. Off. Union Eur.* 38–71.
- Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2009. Directive 2009/125/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 établissant un cadre pour la fixation d'exigences en matière d'écoconception applicables aux produits liés à l'énergie. *J. Off. Union Eur.*
- Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008. Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives. *J. Off. L'Union Eur.* 3–30.
- Peeters, J.R., Vanegas, P., Dewulf, W., Duflou, J.R., 2012. Active Disassembly for the End-of-Life Treatment of Flat Screen Televisions: Challenges and Opportunities, in: Matsumoto, D.M., Umeda, P.Y., Masui, D.K., Fukushima, D.S. (Eds.), *Design for Innovative Value Towards a Sustainable Society*. Springer Netherlands, pp. 535–540.
- Peeters, J.R., Vanegas, P., Van den Bossche, W., Devoldere, T., Dewulf, W., Duflou, J.R., 2015. Elastomer-based fastener development to facilitate rapid disassembly for consumer products. *J. Clean. Prod.* 94, 177–186. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.081
- Peters, H.A.R., Toxopeus, M.E., Jauregui-Becker, J.M., Dirksen, M.-O., 2012. Prioritizing “Design for Recyclability” Guidelines, Bridging the Gap between Recyclers and Product Developers, in: Dornfeld, D.A., Linke, B.S. (Eds.), *Leveraging Technology for a Sustainable World*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 203–208.
- Pickren, G., 2015. Making connections between global production networks for used goods and the realm of production: a case study on e-waste governance. *Glob. Netw.* 15, 403–423. doi:10.1111/glob.12071
- Pitt, J., Heinemeyer, C., 2015. Introducing Ideas of a Circular Economy, in: Stables, K., Keirl, S. (Eds.), *Environment, Ethics and Cultures, International Technology Education Studies*. SensePublishers, pp. 245–260.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), 2011. Découpler l'utilisation des ressources naturelles et leur impact sur l'environnement de la croissance économique. Communiqué de presse.
- Prades, J.A., Tessier, R., Congrès, A. canadienne-française pour l'avancement des sciences, Vaillancourt, J.-G., 1994. *Instituer le développement durable: éthique de l'écodécision et sociologie de l'environnement*. Les Editions Fides.
- Rahimifard, S., Coates, G., Staikos, T., Edwards, C., Abu-Bakar, M., 2009. Barriers, drivers and challenges for sustainable product recovery and recycling. *Int. J. Sustain. Eng.* 2, 80–90.

- Ram, A.A.P., Deckers, J.M.H., Stevels, A.L.N., 1998. Recyclability of Consumer Electronics – Design For Non-Disassembly. *Proc. Care Vis.* 1998Vienna 137–147.
- Ramani, K., Ramanujan, D., Bernstein, W.Z., Zhao, F., Sutherland, J., Handwerker, C., Choi, J.-K., Kim, H., Thurston, D., 2010. Integrated Sustainable Life Cycle Design: A Review. *J. Mech. Des.* 132, 091004–091004. doi:10.1115/1.4002308
- Rasoulifar, R., 2009. Scenario based user centred design process: application on innovative surgical instruments design for Minimally Invasive (phdthesis). Université Joseph-Fourier - Grenoble I.
- Rasoulifar, R., Meillon, B., Thomann, G., Villeneuve, F., 2009. Observation, Annotation and Analysis of Design Activities: How to Find an Appropriate Tool? *Proc. ICED 09 17th Int. Conf. Eng. Des. Vol 5 Des. Methods Tools Pt 1 Palo Alto CA USA 24-27082009*.
- Reap, J., Bras, B., 2002. Design for Disassembly and the Value of Robotic Semi-Destructive Disassembly.
- Remery, M., Mascle, C., Agard, B., 2011. Une méthode d'évaluation des scénarios de fin de vie pour des produits en phase de conception préliminaire, in: 9ème Congrès International de Génie Industriel.
- Riopel, D., Chouinard, M., Marcotte, S., 2011. Ingénierie et gestion de la logistique inverse: Vers des réseaux durables. Lavoisier.
- Robinson, B.H., 2009. E-waste: An assessment of global production and environmental impacts. *Sci. Total Environ.* 408, 183–191. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.09.044
- Rojo, G., 2009. La gestion dynamique des déchets (GDD) : élaboration d'une approche intégrée d'aide à la décision visant à soutenir une gestion systémique et évolutive des déchets (phdthesis). Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne.
- Rose, C.M., Beiter, K.A., Ishii, K., 1999. Determining end-of-life strategies as a part of product definition, in: *Proceedings of the 1999 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 1999. ISEE -1999. Presented at the Proceedings of the 1999 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, 1999. ISEE -1999*, pp. 219–224. doi:10.1109/ISEE.1999.765879
- Ruiz-Dominguez, G.A., 2005. Caractérisation de l'activité de conception collaborative à distance : étude des effets de synchronisation cognitive. Laboratoire 3S (Sols, Solides, Structures). Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Russo, D., Serafini, M., Rizzi, C., Duci, S., 2015. Comparison and classification of eco improvement methods, in: *Proceedings of the 20th International Conference on Engineering Design. Presented at the ICED15 - International Conference on Engineering Design 2015, Design Society, Glasgow*, pp. 77–89.
- Ryan, A., O'Donoghue, L., Lewis, H., 2011. Characterising components of liquid crystal displays to facilitate disassembly. *J. Clean. Prod.* 19, 1066–1071. doi:10.1016/j.jclepro.2011.01.009
- Salhofer, S., Spitzbart, M., Maurer, K., 2011. Recycling of LCD Screens in Europe - State of the Art and Challenges, in: *Hesselbach, J., Herrmann, C. (Eds.), Globalized Solutions for Sustainability in Manufacturing. Springer Berlin Heidelberg*, pp. 454–458.
- Santini, A., Herrmann, C., Passarini, F., Vassura, I., Luger, T., Morselli, L., 2010. Assessment of Ecodesign potential in reaching new recycling targets. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1128–1134. doi:10.1016/j.resconrec.2010.03.006
- Seliger, G., 2007. *Sustainability in Manufacturing: Recovery of Resources in Product and Material Cycles*. Springer.
- Seo, K.-K., Park, J.-H., Jang, D.-S., Wallace, D., 2002. Approximate Estimation of the Product Life Cycle Cost Using Artificial Neural Networks in Conceptual Design. *Int. J. Adv. Manuf. Technol.* 19, 461–471. doi:10.1007/s001700200049
- SERI - Sustainable Europe Research Institute, 2011. Fact Sheet - Measuring Resource Extraction.
- Smith, S.S., Chen, W.-H., 2011. Rule-based recursive selective disassembly sequence planning for green design. *Adv. Eng. Inform.* 25, 77–87. doi:10.1016/j.aei.2010.03.002
- Sonnenberg, M., 2001. *Force and effort analysis of unfastening actions in disassembly processes*. New Jersey Institute of Technology.
- Spicer, A.J., Johnson, M.R., 2004. Third-party demanufacturing as a solution for extended producer responsibility. *J. Clean. Prod.* 12, 37–45. doi:10.1016/S0959-6526(02)00182-8
- Srinivasan, H., Shyamsundar, N., Gadh, R., 1997. A framework for virtual disassembly analysis. *J. Intell. Manuf.* 8, 277–295. doi:10.1023/A:1018537611535
- Stevels, A., 2009. *Adventures in EcoDesign of Electronic Products: 1993-2007. VSSD*.

- Sundin, E., 2004. Product and process design for successful remanufacturing. Linköping Studies in Science and Technology, Dissertation No 906 Linköping University, Linköping, Sweden.
- Sundin, E., Bras, B., 2005. Making functional sales environmentally and economically beneficial through product remanufacturing. *J. Clean. Prod.* 13, 913–925. doi:10.1016/j.jclepro.2004.04.006
- Tang, Y., Zhou, M., Zussman, E., Caudill, R., 2002. Disassembly modeling, planning, and application. *J. Manuf. Syst.* 21, 200–217. doi:10.1016/S0278-6125(02)80162-5
- Tanskanen, P., 2013. Management and recycling of electronic waste. *Acta Mater.* 61, 1001–1011. doi:10.1016/j.actamat.2012.11.005
- Tanskanen, P., Takala, R., 2006. A decomposition of the end of life process. *J. Clean. Prod.* 14, 1326–1332. doi:10.1016/j.jclepro.2005.11.016
- Taylor-Power, E., 1998. Sampling. *Coop. Ext. Univ. Wis.*
- Taylor-Power, E., Steele, S., 1996a. Collecting Evaluation Data: An Overview of Sources and Methods. *Coop. Ext. Univ. Wis.*
- Taylor-Power, E., Steele, S., 1996b. Collecting Evaluation Data: Direct Observation. *Coop. Ext. Univ. Wis.*
- Tchertchian, N., Millet, D., Pialot, O., 2013. Modifying module boundaries to design remanufacturable products: the modular grouping explorer tool. *J. Eng. Des.* 0, 1–29. doi:10.1080/09544828.2013.776671
- Templier, F., 2014. OLED Microdisplays: Technology and Applications. John Wiley & Sons.
- Tyl, B., 2011. L'apport de la créativité dans les processus d'éco-innovation - Proposition de l'outil EcoASIT pour favoriser l'éco-idéation de systèmes durables (phdthesis). Université Sciences et Technologies - Bordeaux I.
- United Nations Environment Programme (UNEP), 2013. Guidelines for National Waste Management Strategies: Moving from Challenges to Opportunities.
- Vanegas, P., Peeters, J.R., 2013. Disassembly time estimation for LCD TVs. *CIB Work. Pap.* 1–7.
- Vanegas, P., Peeters, J.R., Cattrysse, D., Duflou, J.R., 2011. Information exchange requirements for cradle to cradle implementation in an industrial setting: EoL treatment of flat screen televisions, in: Presented at the Life Cycle Management. Berlin.
- Vanegas, P., Peeters, J.R., Dewulf, W., Cattrysse, D., Duflou, J.R., 2015. Improving Resource Efficiency through Recycling Modelling: A Case Study for LCD TVs. *Procedia CIRP*, 12th Global Conference on Sustainable Manufacturing – Emerging Potentials 26, 601–606. doi:10.1016/j.procir.2014.07.089
- Vanegas, P., Peeters, J.R., Dewulf, W., Cattrysse, D., Duflou, J.R., 2014. Disassembly Targets for Improving Resource Efficiency: Analysis of Environmental Relevance for Flat Panel Displays. *Going Green Care Innov.*
- Varvazovska, P., Prasilova, M., 2015. Waste Production as One of the Problems of Postmodern Society. *Procedia Econ. Finance*, 2nd GLOBAL CONFERENCE on BUSINESS, ECONOMICS, MANAGEMENT and TOURISM 23, 1674–1679. doi:10.1016/S2212-5671(15)00408-6
- Veerakamolmal, P., Gupta, S., 2000. Chapter 5 - Design for Disassembly, Reuse, and Recycling, in: Goldberg, L.H., Middleton, W. (Eds.), *Green Electronics/Green Bottom Line*. Butterworth-Heinemann, Woburn, pp. 69–82.
- Véolia, 2015. Déchets d'équipements électriques et électroniques. <http://recyclage.veolia.fr/entreprises/solutions-matieres/deee.html> (accessed 9.13.16).
- Veolia, 2014. Ecrans plats : valorisation et sécurité optimales. <http://www.veolia-proprete.fr/ecrans-plats-valorisation-et-securite-optimales.html> (accessed 12.1.14).
- Verein Deutscher Ingenieure (The Association of German Engineers), 2009. VDI 2343 Recycling of electrical and electronical equipment - Part 3 - Disassembly.
- Verein Deutscher Ingenieure (The Association of German Engineers), 2002. VDI 2243: Recycling-oriented product development.
- Vezzoli, C., Sciama, D., 2006. Life Cycle Design: from general methods to product type specific guidelines and checklists: a method adopted to develop a set of guidelines/checklist handbook for the eco-efficient design of NECTA vending machines. *J. Clean. Prod.*, *EcoDesign: What's happening?* 14, 1319–1325. doi:10.1016/j.jclepro.2005.11.011
- Vital, X., 2006. Eco'DEEE, Eco-conception des produits électrique et électroniques en vue du recyclage. CODDE, Rapport final.
- WEEE Forum, 2014. WEEELABEX Guidance Document for Treatment Operators.

- WEEE Forum, 2013a. WEEELABEX normative document on Treatment V10.0.
- WEEE Forum, 2012. WEEE Forum annual report.
- WEEE Forum, 2011a. WEEELABEX normative document on Logistics V9.0.
- WEEE Forum, 2011b. WEEELABEX normative document on Collection V9.0.
- WEEELABEX, 2015. B02 Eligibility of Treatment Operators.
- Williams, J.A.S., 2006. A review of electronics demanufacturing processes. *Resour. Conserv. Recycl.* 47, 195–208. doi:10.1016/j.resconrec.2005.11.003
- Wilson, D.C., 2007. Development drivers for waste management. *Waste Manag. Res.* 25, 198–207. doi:10.1177/0734242X07079149
- Xing, K., Abhary, K., Luong, L., 2003. IREDA: An Integrated Methodology for Product Recyclability and End-of-life Design. *J. Sustain. Prod. Des.* 3, 149–171. doi:10.1007/s10970-005-3925-9
- Yi, H.-C., Park, Y.-C., Lee, K.-S., 2003. A study on the method of disassembly time evaluation of a product using work factor method, in: *IEEE International Conference on Systems, Man and Cybernetics*, 2003. pp. 1753–1759 vol.2. doi:10.1109/ICSMC.2003.1244665
- Ylä-Mella, J., Poikela, K., Lehtinen, U., Keiski, R.L., Pongrácz, E., 2014. Implementation of Waste Electrical and Electronic Equipment Directive in Finland: Evaluation of the collection network and challenges of the effective WEEE management. *Resour. Conserv. Recycl.* 86, 38–46. doi:10.1016/j.resconrec.2014.02.001
- Yu, J., Hills, P., Welford, R., 2008. Extended producer responsibility and eco-design changes: perspectives from China. *Corp. Soc. Responsib. Environ. Manag.* 15, 111–124. doi:10.1002/csr.168
- Zeng, X., Zheng, L., Xie, H., Lu, B., Xia, K., Chao, K., Li, W., Yang, J., Lin, S., Li, J., 2012. Current Status and Future Perspective of Waste Printed Circuit Boards Recycling. *Procedia Environ. Sci.* 16, 590–597. doi:10.1016/j.proenv.2012.10.081
- Zero Waste France, 2014. Le scénario Zero Waste. Zéro déchet, zéro gaspillage, Rue de l'échiquier. ed. Paris.

ANNEXE 1. ANALYSE DES CRITERES DE MODULATION DE L'ECO-CONTRIBUTION

Equipements considérés	Critères de modulation de la contribution 2015 - 2020	Amplitudes de modulation de la contribution	Etape de la filière ⁴⁴			Paramètres de conception ⁴⁵		
			Prev	Pre	Post	M	L	S
Réfrigérateur / congélateur	Présence fluide frigorigène PRC>15		-	X	X	X	-	-
	<u>ou</u> Non mise à disposition d'une documentation technique auprès des réparateurs habilités électriquement	+ 20 %	X	-	-	-	-	-
	<u>ou</u> Non disponibilité des pièces détachées indispensables à l'utilisation de l'équipement		X	-	-	-	-	-
Lave-linge	Mise à disposition des pièces indispensables à l'utilisation de l'équipement pendant 11 ans		X	-	-	-	-	-
	<u>et</u> Intégration de plastique recyclé post consommateur (seuil de 10%)	- 20 %	-	-	-	X	-	-
Lave-vaisselle	Mise à disposition des pièces indispensables à l'utilisation de l'équipement pendant 11 ans		X	-	-	-	-	-
	<u>et</u> Intégration de plastique recyclé post consommateur (seuil de 10%)	- 20 %	-	-	-	X	-	-
Aspirateur	Présence de pièces plastiques > 25 grammes contenant des retardateurs de flamme bromés		-	X	X	X	-	-
	<u>ou</u> Non mise à disposition d'une documentation technique auprès des réparateurs habilités électriquement	+ 20 %	X	-	-	-	-	-
	<u>ou</u> Non disponibilité des pièces détachées indispensables à l'utilisation de l'équipement		X	-	-	-	-	-
Cafetière / bouilloire / théière	Mise à disposition des pièces indispensables à l'utilisation de l'équipement pendant 5 ans		X	-	-	-	-	-
	<u>et</u> Mise à disposition d'une documentation technique auprès des réparateurs habilités électriquement	- 20 %	X	-	-	-	-	-
Ordinateur / PC / notebook	Absence de peintures et revêtements incompatibles avec le recyclage/réutilisation sur des pièces en plastique >100g		X	-	X	X	-	-
	<u>et</u> Intégration de plastique recyclé post consommateur (seuil de 10%)	- 20 %	-	-	-	X	-	-
	<u>et</u> Mise à niveau du produit avec des outils communs, y compris les lecteurs de mémoire, puces et des cartes		X	-	-	X	-	-
tablette	Présence de retardateurs de flamme bromés dans la structure plastique de la tablette		-	X	X	X	-	-
	<u>ou</u> Absence de mises à jour logicielles indispensables au fonctionnement essentiel de l'appareil	+ 100 %	X	-	-	-	-	-
Imprimante	Démontage peut être réalisé entièrement avec des outils standards disponibles dans le commerce		X	X	-	-	X	-
	<u>et</u> Fourniture des pièces détachées (les pièces susceptibles de tomber en panne durant une utilisation standard de l'imprimante) est assurée pendant 5 ans après la fin de la production de l'imprimante	- 20 %	X	-	-	-	-	-
Téléphone	Absence de connectique standardisée (chargeur et autres connectiques)		X	-	-	X	-	-
	<u>ou</u> Absence de mises à jour logicielles indispensables au fonctionnement essentiel de l'appareil	1	X	-	-	-	-	-
TV	Mise à disposition d'une documentation technique auprès des réparateurs habilités électriquement et des pièces indispensables à l'utilisation de l'équipement (cartes électroniques) au-delà de 5 ans	- 20 %	X	-	-	-	-	-
	<u>ou</u> Intégration de plastique recyclé post consommateur (seuil de 10%)		-	-	-	X	-	-
Perceuse / visseuse	Non mise à disposition d'une documentation technique auprès des réparateurs habilités électriquement		X	-	-	-	-	-
	<u>ou</u> Non disponibilité des pièces détachées indispensables à l'utilisation de l'équipement	+ 20 %	X	-	-	-	-	-
Console de jeux	Non mise à disposition d'une documentation technique auprès des réparateurs habilités électriquement		X	-	-	-	-	-
	<u>ou</u> Non disponibilité des pièces détachées indispensables à l'utilisation de l'équipement	+ 20 %	X	-	-	-	-	-
	<u>ou</u> Présence de retardateurs de flammes bromés dans les boîtiers de l'appareil, pièces moulées		-	X	X	X	-	-
Lampes	Sources à LED exclusivement	- 20 %	-	X	X	X	-	-
Total			20	6	6	12	1	0

⁴⁴ Etapes de la filière considérées : Prévention (réparabilité, réemploi ou réutilisation) ; Prétraitement (dépollution ou désassemblage) ; Post-traitement (transformation en MPS).

⁴⁵ Paramètres de conception affectés : Matériaux/composants/substances ; Liaisons (assemblages) ; Structure (accessibilité).

ANNEXE 2. QUESTIONNAIRE ADEME

Questionnaire du rapport *Inventaire des centres de traitement de DEEE 2012* (ADEME, 2014b).

2 pages.

Inventaire des centres de traitement de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)



ADEME
Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

1. Identité Site et société exploitante

1.a Site cible du questionnaire

Nom du site (établissement) :

N° SIRET :

Adresse :

Code postal :

Ville :

Téléphone :

Fax :

Adresse e-Mail :

Adresse site internet :

Date de création du site :

1.b Société exploitante
(si différente du site)

Nom de la société exploitante :

Adresse :

Code postal :

Ville :

Téléphone :

Fax :

Adresse e-Mail :

Adresse site internet :

1.c Personne répondant au questionnaire

Nom, prénom :

Téléphone :

Adresse e-Mail :

Fonction :

Votre Site est-il concerné ou non par cette enquête ?

☐ Concerné par l'enquête ☐ Non concerné par l'enquête

Votre site possède-t-il toujours une activité de DEEE ?

☐ Oui ☐ Non

Si votre site n'exerce plus d'activité de traitement des DEEE, quelle était la date d'arrêt :

2. Situation actuelle (octobre 2013)

2.a. Situation de l'établissement au regard de la législation ICPE (a):

☐ Non positionné ☐ Procédure de classement en cours

☐ Dispensé ☐ Classé

Pour ce dernier cas préciser les rubriques :

N°	Régime

2.b. Situation de l'établissement vis-à-vis de l'attestation de capacité pour la manipulation de fluides frigorigènes (b):

☐ Détenteur de l'attestation ☐ Non concerné

☐ Non détenteur de l'attestation

2.c. Quelles sont les certifications de votre établissement ?

☐ ISO 9001 ☐ Autres (préciser) :

☐ ISO 14001

3. Activité de l'établissement en 2012

3.a. Nombre Total des ETP (Equivalents Temps Pleins) de l'établissement au 31/12/12 :

Part des ETP affectés aux activités traitement (c) DEEE (opérateurs et administratifs) (en %) :

3.b. Chiffres d'Affaires de prestations traitement DEEE de l'établissement (facultatif)

<250 000 €	250 000 à 500 000 €	500 000 à 1 000 000 €	1 000 000 à 2 000 000 €	> 2 000 000 €
☐	☐	☐	☐	☐

4. Activité de traitement DEEE de l'établissement (2012)

4.a. Capacité théorique (d) de traitement de DEEE de l'établissement (tonnes) :

4.b. Quantité de DEEE traités (e) (tonnes) :

4.c. Origine des DEEE traités déclarés en question 4.b.

DEEE ménagers

Tonnage total	
dont part provenant de l'étranger (%)	
I -- Tonnage provenant des EO agréés (f)	
II -- Tonnage provenant des sites de traitement DEEE	
III -- Tonnage provenant de collecteurs (hors EO) et de particuliers	

DEEE professionnels

Tonnage total	
dont part provenant de l'étranger (%)	
I -- Tonnage provenant des EO agréés (f)	
II -- Tonnage provenant des sites de traitement DEEE	
III -- Tonnage provenant d'entreprises, organismes publics détenteurs, filières individuelles de producteurs d'EEE ou de centrales d'achats...	

4.d. Natures et types de traitements des DEEE entrants pour traitements

Nature des DEEE (h) traités	Tonnage total	Les différents modes de traitements des DEEE (en tonnes)						
		Réemploi appareils entiers (préparation)	Réutilisation composants	Démantèlement manuel (i)	Traitement Sur DEEE entiers (j)	Traitement mécanisé Sur des DEEE ayant eu un 1er traitement sur un autre site en amont (k)	Traitements physico-chimique	Autres traitements
GEM Froid								
GEM Hors Froid								
Ecrans								
PAM (petits DEEE hors Ecrans)								
Lampes								
Autres DEEE								
Autres composants								
Total								

Si la catégorie Autres DEEE est remplie, quels sont-ils ?

Si la catégorie Autres composants est remplie, quels sont-ils ?

Si la catégorie Autres Traitements est remplie, quels sont-ils ?

5. Projets d'extention d'activité traitement DEEE et nouvelles installations (2013-2015)

Intitulé du projet	Mois/Année d'opérationnalité	Description du projet (flux de DEEE, type de traitement, capacité t/an ...)

En vous remerciant de votre participation

ANNEXE 3. QUESTIONNAIRE ORDIF

Questionnaire du rapport *Installations de DEEE en Île-de-France 2012* (ORDIF, 2014). 7 pages.



Inventaire 2012 des centres franciliens réceptionnant des DEEE



Rappel : les informations que vous renseignerez restent strictement confidentielles.
Seules les statistiques seront analysées à l'échelle de la région.

COORDONNÉES GÉNÉRALES

Nom du site :
Adresse :
Code postal : Ville :
Téléphone : Fax :
N° SIRET :
Code NAF :

Nom de la personne répondant à l'enquête :
Fonction :
Téléphone :
E-mail :

Exploitant du site (filiale) :
Société mère :
Adresse :
Code postal : Ville :
Téléphone : Fax :

Statut de la structure :
Economie Sociale et Solidaire (ESS) : ☐
Entreprise privée : ☐

INFORMATIONS SUR VOTRE ÉTABLISSEMENT « DEEE »

1. Sous quelle(s) rubrique(s) ICPE se trouve votre installation et quels sont les régimes associés?

Rubrique..... :	Autorisation ☐	Enregistrement ☐	Déclaration ☐
Rubrique..... :	Autorisation ☐	Enregistrement ☐	Déclaration ☐
Rubrique..... :	Autorisation ☐	Enregistrement ☐	Déclaration ☐
Rubrique..... :	Autorisation ☐	Enregistrement ☐	Déclaration ☐

Date du dernier document :
Date de mise en service :

2. Quelle est la capacité théorique de traitement des DEEE de votre site? en tonnes/an :t/an
ou en m³/an :m³/an

3. Combien de salariés compte votre site (activité DEEE) (au 31/12/2012) en équivalents temps plein (ETP) ?

NB : catégories socio professionnelles issues de la nomenclature utilisée dans les déclarations annuelles des données sociales (DADS) à la transmission est obligatoire pour tous employeurs.

	Effectif totaux	Effectifs en contrats aidés	Effectifs issus de l'ESS	Effectifs handicapés
..... ETP				
Cadres et professions intellectuelles supérieures	 ETP		 ETP	 ETP
Professions intermédiaires	 ETP		 ETP	 ETP
Employés	 ETP	 ETP	 ETP	 ETP
Ouvriers	 ETP	 ETP	 ETP	 ETP

4. Avec quel(s) éco-organisme(s) contractez-vous, pour quels flux et quelles parts représentent-ils respectivement?

	GEM F	GEM HF	PAM	Ecrans	Lampes	Part de l'éco-organisme :
Eco-Systèmes	☐	☐	☐	☐	☐	%
Ecologic	☐	☐	☐	☐	☐	%
ERP	☐	☐	☐	☐	☐	%
Recylum	☐	☐	☐	☐	☐	%
						100 %

(suite page suivante)

5. Quelles sont les certifications de votre site? ☐ ISO 140001
☐ ISO 9001
☐ OHSAS 18001
☐ Autres :

6. Acheminez-vous des déchets via des transports alternatifs ? ☐ oui ☐ non

	Tonnages entrants	Tonnages sortants	Embranchement/port + distance de votre centre
Voie ferrée directe			
Voie ferrée par embranchement			
Voie fluviale directe			
Voie fluviale via un port			

7. CA de l'établissement pour le traitement des DEEE en 2012 (facultatif)? ☐ Moins de 200 000 euros
☐ De 200 000 à 400 000 euros
☐ De 400 000 à 700 000 euros
☐ De 700 000 à 1 000 000 euros
☐ Plus de 1 000 000 euros

8. Réalisez-vous sur votre site d'autres activités que le traitement des DEEE ?

- ☐ Espace de vente/location de matériels électriques ou électroniques remis en état
☐ Espace de vente/location de matériels électriques ou électroniques transformés (ex: cadre photo décoré de touches de clavier...)
☐ Broyage VHU
☐ Broyage métaux
☐ Transit/regroupement de piles
☐ Transit/regroupement de batteries

Autres :

9. Activités concernant les DEEE (termes définis dans le lexique joint) :

- Transit/regroupement** ☐ si vous avez coché cette case, merci de remplir l'encadré dédié "Activité de transit/regroupement" en p.3
Réemploi (dons = objets) ☐ si vous avez coché cette case, merci de remplir l'encadré dédié "Activité de réemploi" en page 4
Réutilisation (abandons=déchets) ☐ si vous avez coché cette case, merci de remplir l'encadré dédié "Activité de réutilisation" en page 5
Traitement ☐ si vous avez coché cette case, merci de remplir l'encadré dédié "Activité de traitement" en pages 6 et 7

ANTICIPATION ET PROJETS POUR 2013-2014

10. Selon vous, comment vont évoluer les quantités de DEEE que recevra votre établissement en 2013, par rapport à 2012?

- ☐ Augmenter ➡ De quel pourcentage?%
☐ Rester stables
☐ Diminuer ➡ De quel pourcentage?%

Et quels seraient les leviers à mettre en place pour augmenter les apports ? Voyez-vous des pistes d'amélioration ?

.....

11. Pour 2013 et 2014, avez-vous des projets d'extension de vos équipements actuels ou de nouveaux équipements?

- ☐ Oui
☐ Non

Si oui, lesquels :

ACTIVITÉ DE TRANSIT/REGROUPEMENT

12. Quantité totale et provenance géographique des DEEE entrant sur votre centre de transit/regroupement :

.....t

☐ Île-de-France :tonnes ou% Départements concernés :
☐ Départements limitrophes :tonnes ou% Dép. concernés :
☐ Autres départements :tonnes ou% Dép. concernés :
☐ Etranger :tonnes ou% Pays concernés :

13. Producteurs et natures des DEEE entrant (en tonnes reçues) :

Producteurs	Natures des DEEE					
	GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres ¹
DEEE ménagers :						
- Collectés en porte-à-porte	t	t	t	t	t	t
- Collectés en apport volontaire	t	t	t	t	t	t
DEEE professionnels :						
- En direct des pro	t	t	t	t	t	t
- D'une société de collecte	t	t	t	t	t	t
TOTAL						

14. A quel code(s) code(s) traitement² correspond l'activité que vous réalisez sur vos DEEE ?

15. Vers quels types d'activités sont envoyés vos DEEE en transit (en tonnes)?

Activités		Natures des DEEE						Départements ou pays
		GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres	
Réemploi	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	
A l'étranger		t	t	t	t	t	t	
Réutilisation	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	
Traitement	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	
A l'étranger		t	t	t	t	t	t	
TOTAL								

ACTIVITÉ DE RÉEMPLOI (=DONS D'OBJETS)

12. Quantité totale et provenance géographique des équipements électriques et électroniques (EEE) entrant :

.....t

☐ Île-de-France :tonnes ou% Départements concernés :
☐ Départements limitrophes :tonnes ou% Dép. concernés :
☐ Autres départements :tonnes ou% Dép. concernés :
☐ Etranger :tonnes ou% Pays concernés :

13. Producteurs et natures des EEE entrant (en tonnes reçues) :

Producteurs	Natures des DEEE					
	GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres ³
EEE ménagers :	t	t	t	t	t	t
EEE professionnels :	Merci de préciser le flux : ex. : ordinateurs, téléphones... :					
- En direct des pro	t	t	t	t	t	t
- D'une société de collecte	t	t	t	t	t	t
TOTAL						

14. Destination des EEE réemployés (en tonnes) :

14.1. Vous avez pu **réparer** les équipements électriques et électroniques et les avez **redistribués** (vendus/loués/donnés) ?

		GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres	Départements ou pays
Vendus	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	
Loués	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
Donnés	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
TOTAL								

14.2. Vous n'avez **pas pu réparer** les équipements électriques et électroniques et les avez envoyés vers un autre centre de **traitement** ?

		GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres	Départements ou pays
Traitement	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	
A l'étranger		t	t	t	t	t	t	
TOTAL								

³ DEEE professionnels tels que distributeurs automatiques, fontaine à eau, baie électrique, appareil médical...

ACTIVITÉ DE RÉUTILISATION (=ABANDONS D'OBJETS = DÉCHETS)

12. Quantité totale et provenance géographique des DEEE entrant :

.....t

☐ Île-de-France :tonnes ou% Départements concernés :
☐ Départements limitrophes :tonnes ou% Dép. concernés :
☐ Autres départements :tonnes ou% Dép. concernés :
☐ Etranger :tonnes ou% Pays concernés :

13. Producteurs et natures des DEEE entrant (en tonnes reçues) :

Producteurs	Natures des DEEE					
	GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres ⁴
DEEE ménagers	t	t	t	t	t	t
DEEE professionnels :	Merci de préciser le flux : ex. : ordinateurs, téléphones... :					
- En direct des pro	t	t	t	t	t	t
- D'une société de collecte	t	t	t	t	t	t
TOTAL						

14. A quel code(s) traitement⁵ correspond l'activité que vous réalisez sur vos DEEE ?

15. Destination des DEEE réutilisés ou de leurs composants (en tonnes) :

15.1. Vous avez pu **réparer** les DEEE ou récupérer leurs composants, et les avez **redistribués** (vendus/loués/donnés)?

		GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres	Composants	Départements ou pays
Vendus	cocher								
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	t	
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	t	
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	t	
Loués	cocher								
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	t	
Donnés	cocher								
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	t	
TOTAL									

15.2. Vous n'avez **pas pu réparer** les équipements électriques et électroniques et les avez envoyés vers un autre centre de **traitement** ?

		GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres	Départements ou pays
Traitement	cocher							
En Île-de-France		t	t	t	t	t	t	t
Vers des départements limitrophes		t	t	t	t	t	t	t
Vers d'autres départements		t	t	t	t	t	t	t
A l'étranger		t	t	t	t	t	t	t
TOTAL								

⁴ DEEE professionnels tels que distributeurs automatiques, fontaine à eau, baie électrique, appareil médical...

⁵ Les codes traitement sont définis dans l'annexe 1 de la Directive Déchets de 2008 (reportez-vous à l'annexe 1 de ce questionnaire)

ACTIVITÉ DE TRAITEMENT (DÉPOLLUTION, DÉMANTÈLEMENT, BROYAGE...)

12. Quantité totale et provenance géographique des DEEE entrant pour traitement :

.....t

☐ Île-de-France :tonnes ou% Dép. concernés :

☐ Départements limitrophes :tonnes ou% Dép. concernés :

☐ Autres départements :tonnes ou% Dép. concernés :

☐ Etranger :tonnes ou% Pays concernés :

13. Producteurs et natures des DEEE entrant (en tonnes reçues) :

Producteurs	Natures des DEEE					
	GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres ⁶
DEEE ménagers :	t	t	t	t	t	t
- Collectés en porte-à-porte	t	t	t	t	t	t
- Collectés en apport volontaire	t	t	t	t	t	t
DEEE professionnels :						
- En direct des pro	t	t	t	t	t	t
- D'une société de collecte	t	t	t	t	t	t
TOTAL						

14. A quel code(s) code(s) traitement⁷ correspond l'activité que vous réalisez sur vos DEEE ?

15. Activité(s) réalisée(s) sur les DEEE :

	GEM Froid	GEM Hors Froid	PAM	Ecrans	Lampes	Autres
Dépollution	cocher →					
Démantèlement	cocher →					
Broyage	cocher →					
Traitement physico-chimique	cocher →					
TOTAL						

(suite page suivante)

16. Nature des flux issus du traitement des DEEE et filières de traitement :

		Valorisation matière	Valorisation énergétique ⁸	Traitement physico- chimique	Elimination	Départements ou pays
	cocher ↓	cocher ↓	cocher ↓	cocher ↓	cocher ↓	
<u>Déchets valorisables</u>						
Ferraille						
Métaux non ferreux						
Plastiques						
Verre						
Béton						
<u>Autres</u>						
DIB : déchets						
Câbles, fils						
<u>Polluants</u>						
Mousses polyuréthanes						
Tubes cathodiques						
Huiles						
Gaz réfrigérants						
Condensateurs						
Contacteurs mercure						
Moteurs						
Cartes électroniques						
Piles et batteries						
Ecrans plats						
Cartouches de toner						
Lampes à décharges						
TOTAL						

ANNEXE 3. REGLES D'ECO-CONCEPTION POUR ECRANS PLATS

Cette annexe présente la suite des travaux présentés dans le chapitre 7. Il s'agit des résultats non publiés concernant le développement de règles d'amélioration pour le démantèlement d'écrans plats. Ces résultats comprennent :

- Une liste de règles de conception spécifiques ('*ecodesign strategies*') visant à réduire le temps de désassemblage de l'échantillon (Table 20, Table 21).
- La courbe de Pareto montrant les gains potentiels, en temps de désassemblage, pour chaque règle applicable à l'échantillon (Figure 61).
- La courbe de Pareto montrant les gains potentiels, en temps de désassemblage, pour chaque composant, si les règles avaient été appliquées (Figure 62).
- Les différents temps cumulés de désassemblage de l'échantillon : temps total du désassemblage ; temps de désassemblage influencé par la conception des produits ; temps de désassemblage *éco-conçu*, c'est-à-dire temps de désassemblage potentiel si les règles avaient été appliquées (Figure 63).

Une description des résultats, avec les différents tableaux et figures, est présentée ci-après (en anglais).

1. Proposition of design strategies

The proposition of design strategies consists on listing and analysing the pre-processing difficulties of the sample in order to suggest the specific design strategies that would overcome them.

Most of the guidelines that authors have proposed over the years are accompanied by an explanation of why they are useful. Special attention should be given to the approach proposed by Froelich and Sulpice (2013) in which each recommendation (or *ecodesign opportunities* as they call them) is preceded by the encountered difficulty and its impact on the recycling process. We have followed a similar approach in order to develop coherent and reasoned design strategies (see Figure 60).

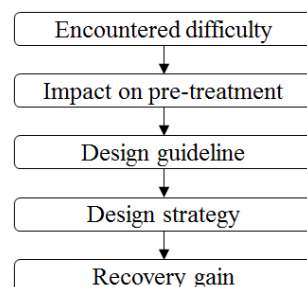


Figure 60. Suggested approach for developing design strategies and measuring their recovery gains

A total of 14 design strategies have been developed to propose the specific and measurable actions designers can take to reduce the dismantling time of the sample. For each display, the encountered difficulties have been identified, their impact on pre-processing has been analysed and afterwards general guidelines and specific *ecodesign* guidelines have been suggested. Table 20 and Table 21 present the process. The components to which they make reference are pointed out as well as the operations

they mainly affect (see column “Impact on pre-processing”). The definitions of the guidelines and strategies have been inspired by Design for Disassembly guidelines found in literature (Active Disassembly Research Ltd, 2005; Dowie and Simon, 1994; Froelich and Sulpice, 2013b; Hultgren, 2012) and by our own analysis and experience.

It is important to point out that one particularity of the sample was having a duplicate of each model. Additional laboratory tests were performed to analyse in depth some design features to which we did not have access during the dismantling process or through the videos such as type of screws, components dimensions, etc. Four models were selected according to their diversity on dismantling time and brand and analysed at the JRC disassembly laboratory. They correspond to ID1, ID5, ID7, ID9 of Table 13 (see page 111). During this analysis dismantling time was not measured since it did not represent a realistic situation. The dismantling allowed us to spot the following design characteristics:

- Some PCBs are attached with click/snap solutions, which enable the use of a reduced number of screws and makes dismantling easier (no need for tools) and faster.
- The area of all the PCBs is bigger than 10cm², even the smaller ones. Thus, according to the WEEE Directive (European Parliament and Council, 2012) they must follow selective treatment. The average area of the PCBs of the four displays is of 401 cm² for the SSB, 340 cm² for the PSU, 455 cm² for Ballasts, 194 cm² for the T-CON, and 64 cm² for the smallest PCBs, which are usually assembled with no screws but with snap-fits. We have based the design strategy number 2 of Table 20 on these measurements.
- The embedded distance of “tunnel” screws is between 20 mm and 45 mm deeper than the surface of the screwed component. It has been considered then embedded screw heads shall be placed at a maximum distance of 10 mm from the surface of the component they are attached to (design strategy number 5).
- Regarding the screw drive types used for unscrewing, the most used one was a Phillips® size 2 (PH2), followed by Phillips® size 1 (PH1), then Torx® drives of sizes 10 and 20 (T10 and T20).

Some of the worst design features that had been identified have not been provided with a design strategy that would improve their recoverability because of the difficulty to measure their potential recovery gains. This is the case for moot components (extra casings or extra metal frames) in which the gain obtained with the replacement of these components for “standard” ones or for other type of fastener would be too subjective to estimate.

Not all the ecodesign strategies have been applied to all displays. The number of strategies applied in the sample varies from 2 to 7 per display. Figure 61 shows the presence of each strategy in the displays along with their recovery gains.

Table 20. Ecodesign strategies developed with the aim of reducing the dismantling time of the sample (1/2).

ID	Encountered difficulties	Components	Impact on pre-processing	Ecodesign guideline	Ecodesign strategy
1	• Large number of screws	• Back cover • Front cover • Metal frame • Plastic frame	• Unscrewing a large number of screws increases dismantling time.	• Minimise the number of screws and • Use as few fasteners as possible.	• Do not use more than 8 screws on these components. • Do not place more than 2 screws on each of the four sides.
2	• Large number of screws • Screws close to each other	• PCBs	• Unscrewing a large number of screws increases dismantling time.	• Minimise the number of screws. • Use as few fasteners as possible.	• Place screws no further than 10 mm from the border of the PCB. Maximum number of screws according to PCB area: – 0 screws if area ≥ 10 and < 100 cm² – 2 screws if area ≥ 100 cm² and < 300 cm² – 4 screws if area ≥ 300 cm²
3	• Large number of screws	• Speakers	• Unscrewing a large number of screws increases dismantling time.	• Allow manual dismantling without using any tools.	• Do not use screws but click/snap solutions.
4	• Screws in horizontal position (parallel to the screen)	• Chassis • Metal frame • PCBs	• Unscrewing this type of screws takes longer. • Operations such as Try, Observe and 2D or 3D Position increase dismantling time.	• Fasteners should be easy to remove	• Place the screws on the perpendicular direction to the screen.
5	• “Tunnel” screws	• Stand • Back cover	• Unscrewing this type of screws takes longer. • Operations such as Try, Observe, 3D Position, Hit, Cut or Break increase dismantling time.	• Fastening points should be easy to access	• Embedded screw heads shall be placed at a maximum distance of 10 mm from the surface of the component.
6	• Screws not easily identified	• Front cover	• The lack of identification causes the appearance of pre-dismantling operations such as Try, Observe and 3D Position.	• Maintain good visibility of fasteners	• Use the same type screw heads and place them at the same level (distance between different heads has to be 0 mm).
7	• Different type of screw heads	• Back cover • PCBs • Chassis • Metal frame	• Changing the bit of the screw gun increases disassembly time.	• Minimise the types of screw heads. • Minimise the number of fastener removal tools needed.	• Do not use more than one different screw head.

Table 21. Ecodesign strategies developed with the aim of reducing the dismantling time of the sample (2/2).

ID	Encountered difficulties	Components	Impact on pre-processing	Ecodesign guideline	Ecodesign strategy
8	Screws for which no screw bit is available	Stand	Screws have to be removed using no tools, which is complicated due to the presence of gloves on the worker's hands. It increases a lot dismantling time.	Standardise the use of fasteners.	Use only PH2 standard screw heads.
9	Welding points to assemble the metal frame to the lightbox support	Metal frame	- Reversible disassembly is not possible. - Breaking the metal frame is not easy and the worker tries and positions the display several times, which increases a lot disassembly time.	Enable easy and complete removal of target components.	- Do not use permanent joints for the assembly of different components. - Use instead non-permanent joints such as screws or click/snap solutions.
10	Components strongly attached to the lightbox support	- Metal frame - Plastic frame	Components that are not easily liberated have to be removed after several Try and Break operations, which increase a lot dismantling time.	Make components easily separable.	Use non-permanent joints such as screws or click/snap solutions that allow easy liberation of components.
11	Cables are permanently attached and need tools to be removed	Cables	- This is unusual connection for cables. - Operations such as Try, Pick up tool and Cut have to be performed, which increase dismantling time.	Enable easy and complete removal of target components.	Do not permanently fix cables and wires with glued or other enclosed solutions and use click/snap solutions.
12	Stand cannot be dismantled unless the back cover is removed	Stand	Try and Position operations are carried out several times before figuring out that the back cover has to be previously removed, which increase dismantling time.	Maintain good access to components and make fastening points obvious.	Allow easy liberation of the stand by making it removable before any other component. Stand preceding component: no component.
13	PCBs cannot be dismantled after removing the back cover.	PCBs	The chassis or other metal frames need to be removed to access the PCBs. Unscrewing them increases disassembly time.	Locate target components in easily accessible places.	Allow direct access to PCBs once the back cover is removed (unless they are located in the lightbox support). PCBs (or their casings) preceding component: Back cover.
14	PCBs in the lightbox support cannot be removed after the LCD panel.	PCBs	- This is unusual location for lightbox support PCBs. - Operations such as Observe and Remove have to be performed, increasing dismantling time.	Locate target components in easily accessible places.	Allow direct access to PCBs placed in the lightbox support once the LCD panel is removed. Lightbox PCBs preceding component: LCD panel.

2. Measurement of recovery gains

The measurements of the recovery gains allow obtaining some feedback on the significance of the design strategies. A comparison of the gains of the different design strategies enables prioritise the strategies. This should encourage designers to apply the most important ones in order to improve the recoverability of their products.

For each display it has been noted the time that could have been avoided if the different strategies were applied, indicating the specific component and operations that they refer to. For instance, for strategy 7 “Do not use more than one different type of screw head”, it has been considered that the time spent in the operation *Bit-change* could be avoided and represents the potential recovery gains. The results of the recovery gains obtained for the whole sample are summarized in Figure 61, Figure 62 and Figure 63.

Figure 61 represents a Pareto chart that ranks the ecodesign strategies from the most significant to the least significant ones, in terms of dismantling time savings. The percentage of displays in which each strategy is applied is also indicated under the term “Presence”. The distribution of the ecodesign strategies shows the contribution to the each operation to the gains obtained. The operations are listed in the legend box by decreasing order and the recovery gains are indicated next to their names in brackets. It is important to notice that the gains are uniquely applied to operations influenced by product design since those are the ones that can be improved by applying the ecodesign strategies. The operation with the biggest savings is by far *Unscrewing* (1596 s) followed by *Try* (418 s), *Bit-change* (142), *Break* (130) and *3D position* (122) and *Remove* (64). The rest of the operations represent less than 60 seconds savings. As it can be understood from the figure, strategies 1 and 2 represent 50 % of the gains, which are mainly due to avoiding unscrewing operations, and are applied to almost all the displays of the sample. The first five strategies of the cart (strategies 1, 2, 5, 10 and 7) account for almost 80 % of the potential gains, so it can be stated that these are the most important ones in terms of pre-processing time savings.

Figure 62 is another Pareto chart, this time showing the dismantling time that each component could avoid by applying the guidelines. As in Figure 61, the operations that contribute to the savings are indicated. This figure allows seeing what components retain the higher ecodesign potential, which are the back cover and the metal frame, the two of them accounting for 50 % of the gains. The components were classified in three categories according to their function, i.e., Structure, Electronics and Image. Figure 62 shows that 80 % of the savings are obtained by ecodesigning most of the Structure components. Electronic components account for a small percentage of savings, and Image components do not account at all since no design strategy applies to them.

Finally, Figure 63 recapitulates three different cumulative dismantling times. First, the total time spent by the different components for the whole sample is shown (5913 s). Secondly, the cumulative product related time, which only considers the time spent by operations influenced by product design (5139 s, which is 13 % less than the total). The order of the components is done according to this time. And thirdly, the ecodesigned time, which is obtained by subtracting the recovery gains from the product related time, and is of 3728 s, 27 % less than the product related time. The average dismantling time per unit taking into account only product-related time is of 7 min 8 s, whereas the average ecodesign time per unit would be of 5 min 11 s. There would a gain of almost 2 min per unit dismantled.

When analysing the gains of each of the displays individually, their ecodesigned time vary from 12 % to 43 % with respect to the dismantling time influenced by product design. This results show that the savings obtained with the application of the ecodesign strategies could mean significant savings in time and thus in operating costs for treatment operators.

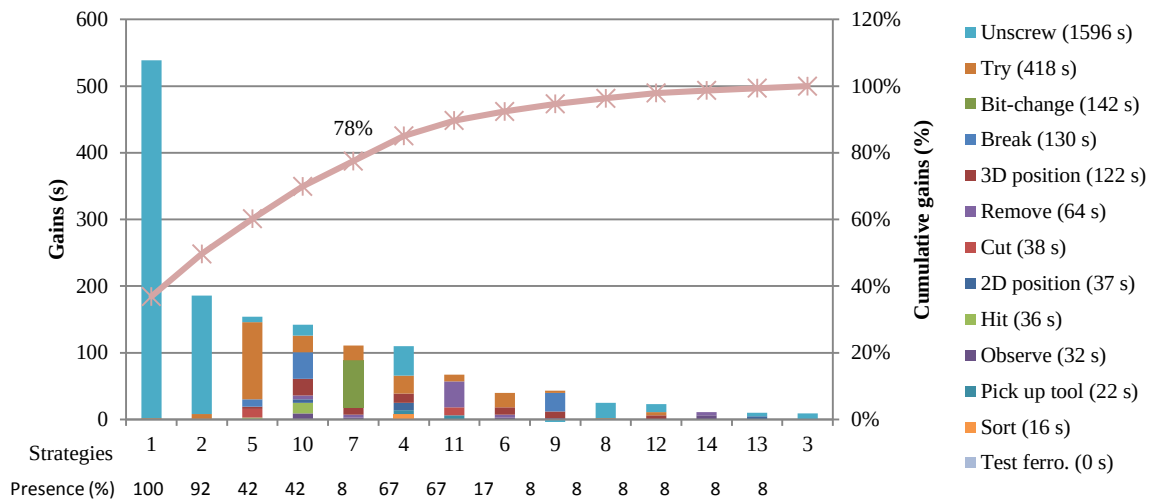


Figure 61. Pareto of the potential recovery gains for each design strategy (in seconds).

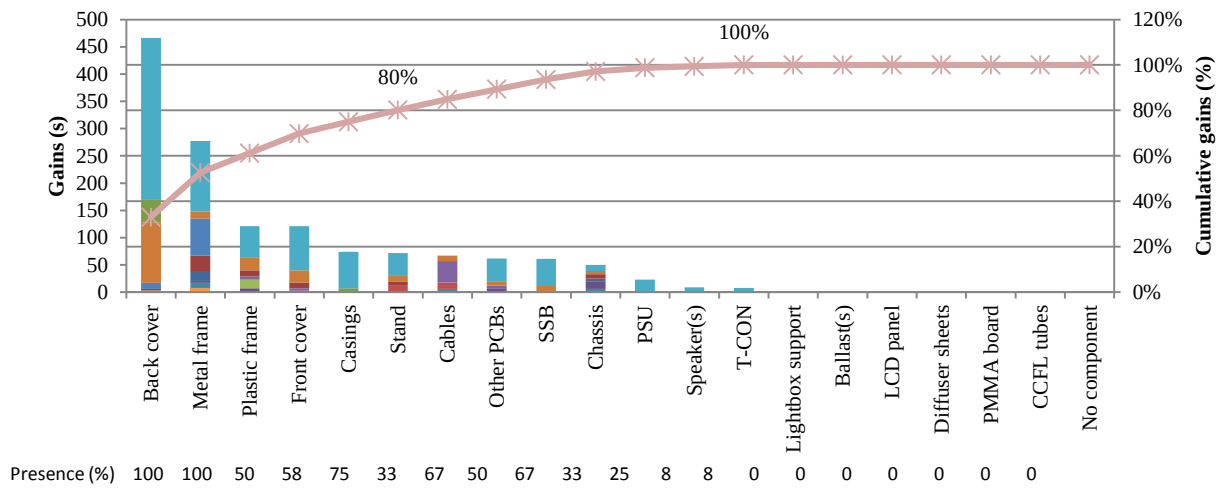


Figure 62. Pareto of the potential recovery gains for each component (in seconds). The legend applicable to the distribution of the time savings is the same as the one in Figure 60.

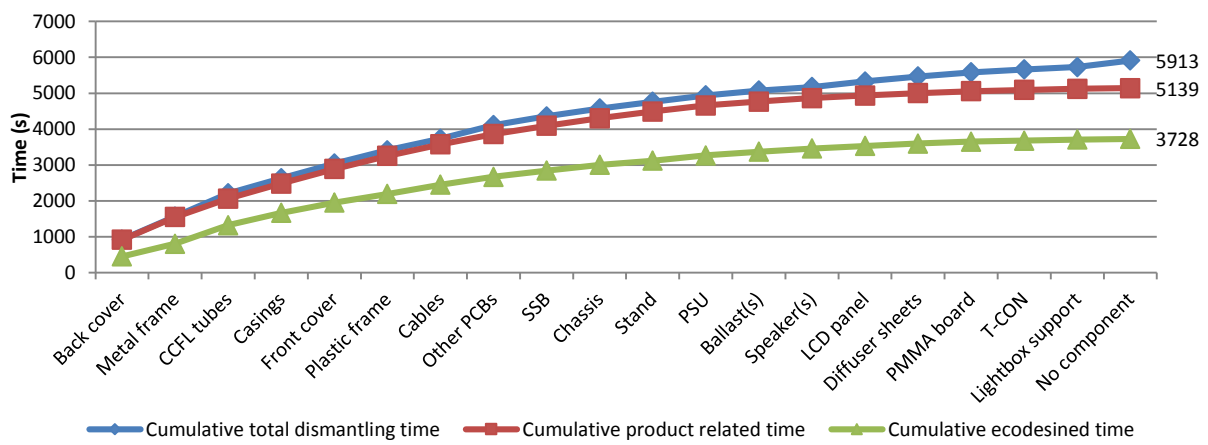


Figure 63. Cumulative total dismantling time, product related time and ecodesigned time of the whole sample (in seconds).

Cette page est intentionnellement laissée vierge