



HAL
open science

Développement d'une comptabilité environnementale orientée vers la création de valeur : l'application à un investissement de prévention des pollutions

Erwan Harscoet

► **To cite this version:**

Erwan Harscoet. Développement d'une comptabilité environnementale orientée vers la création de valeur : l'application à un investissement de prévention des pollutions. Sciences de l'Homme et Société. Arts et Métiers ParisTech, 2007. Français. NNT : 2007ENAM0022 . pastel-00003071

HAL Id: pastel-00003071

<https://pastel.hal.science/pastel-00003071>

Submitted on 7 Feb 2008

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.



Ecole doctorale n° 432 : Sciences des Métiers de l'Ingénieur

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur

de

l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers

Spécialité "Génie Industriel"

*présentée et soutenue publiquement
par*

Erwan HARSCOET

le 9 octobre 2007

**DEVELOPPEMENT D'UNE COMPTABILITE
ENVIRONNEMENTALE ORIENTEE VERS LA CREATION DE
VALEUR : L'APPLICATION A UN INVESTISSEMENT DE
PREVENTION DES POLLUTIONS**

Directeur de thèse : Daniel FROELICH

Co-encadrement de la thèse : Nicolas ANTHEAUME

Jury :

M. Armand HATCHUEL, Professeur, ENSMP, Paris Président, rapporteur
M. Bernard CHRISTOPHE, Professeur, Université de Picardie..... Rapporteur
M. Yvon PESQUEUX, Professeur, CNAM, Paris Examineur
M. Daniel FROELICH, Professeur, MAPIE, ENSAM, Chambéry..... Examineur
M. Nicolas ANTHEAUME, Maître de Conférences, Université de Nantes..... Examineur
M. Bruno COSTES, Docteur, Directeur des affaires environnementales, AIRBUS..Invité

Institut Conception, Mécanique et Environnement
ENSAM Chambéry

DEVELOPPEMENT D'UNE COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE ORIENTEE VERS LA CREATION DE VALEUR

RESUME : Le contexte de la gestion de l'environnement a fortement évolué au cours des dernières décennies : les organisations privées, tout comme les pouvoirs publics, cherchent désormais à prendre en compte le plus largement possible les impacts économiques de leurs stratégies environnementales. Les théories et études empiriques visant à décrire et à tester les relations qui existent entre performance environnementale et performance économique prouvent en outre que des situations « *win-win* », à travers lesquelles ces deux performances sont conjointement améliorées, existent. Les projets de prévention des pollutions illustrent d'ailleurs tout particulièrement ce point. Il reste que les entreprises font face à d'importantes difficultés lorsqu'elles cherchent à identifier, estimer et suivre leurs coûts environnementaux. Ces difficultés peuvent alors induire une incapacité à correctement évaluer les impacts des projets de préservation de l'environnement. Nous nous proposons, dans cette thèse, de tester un système de « comptabilité environnementale », qui nous parait l'approche la plus à même d'orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur. Notre recherche s'appuie tout particulièrement sur les outils suivant : comptabilité des flux de matières et d'énergie, « Activity Based Costing », « Total Cost Assessment » et simulation de Monté Carlo. A travers ces méthodes, nous cherchons à approfondir et à consolider la connaissance des coûts environnementaux, mais également à en élargir le périmètre et à en étendre l'horizon temporel. Nous avons montré pour une activité industrielle spécifique, qu'une comptabilité environnementale correctement dimensionnée et alimentée, permet l'identification et la traduction des enjeux environnementaux stratégiques, la mise en avant et la quantification des opportunités d'améliorations économiques et écologiques et finalement la prise de décision en toute connaissance de cause. L'extension d'un tel système sur la totalité de l'entreprise doit alors permettre d'orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur.

Mots clés : *Comptabilité environnementale, coûts environnementaux, création de valeur, Prévention des pollutions, Activity Based Costing, Total Cost Assessment, stratégie environnementale, prise de décision.*

DESIGN OF AN ENVIRONMENTAL ACCOUNTING SYSTEM ORIENTED TOWARD VALUE CREATION

ABSTRACT: Environmental management practices deeply evolved during last decades: both businesses and authorities are now trying to integrate the widest possible range of economic impacts induced by their environmental strategies. Some theories and empirical studies have described and tested the relationships between environmental and economic performance and they proved that « *win-win* » situations exist: Pollution prevention projects particularly illustrate such situations. Private firms however face some difficulties when trying to identify, assess and track their environmental costs. These difficulties may lead to an inappropriate evaluation of the economic impacts of ecological preservation projects. In this thesis, we test an environmental accounting system, which seems to be the best way to lead environmental management practices toward value creation. Based on the following tools, we try to delve and consolidate environmental costs knowledge, but also to widen the types and time horizon of the integrated parameters: Material and Energy Flow Accounting, Activity Based Costing, Total Cost Assessment and Monte Carlo simulation. We then proved, on a specific industrial activity, that a well designed and documented environmental accounting scheme allows identifying and translating strategic environmental issues and showing and quantifying the possible ecological and economic improvement opportunities. Finally, we found that such a system supports decision making by turning it more documented and less biased. The final result of its deployment on the global firm's perimeter would be to make environmental management more profitable.

Keywords: *Environmental Accounting, environmental costs, value creation, pollution prevention, Activity Based Costing, Total Cost Assessment, environmental strategy, decision making.*

A ma famille

Remerciements

Je tiens ici à adresser ma reconnaissance et mes remerciements à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de cette thèse.

Je remercie en premier lieu Bruno Costes, qui m'a fait confiance pour mener ce travail de recherche et toujours soutenu dans mes démarches. Mes remerciements vont également à Daniel Froelich qui a accepté de diriger cette thèse et m'a laissé une grande liberté d'initiative.

Je tiens tout particulièrement à témoigner ma profonde reconnaissance à Nicolas Antheaume, qui dans un total désintéressement, m'a conseillé, encouragé et qui, malgré la distance, a fait preuve d'une réactivité sans faille.

J'exprime également toute ma gratitude aux membres du jury qui me font l'honneur de s'intéresser à mon travail de thèse et plus particulièrement à Bernard Christophe et Armand Hatchuel qui ont accepté d'assumer la tâche de rapporteurs.

J'adresse par ailleurs mes remerciements aux membres de la DGA qui ont permis le financement de ce projet et plus précisément à Geneviève Gallicher et Xavier Gannes pour leur confiance annuellement renouvelée.

Je n'oublie pas les employés d'AIRBUS qui m'ont accueilli et aidé tout au long de cette thèse. J'ai une pensée particulière pour toute l'équipe environnement dirigée par M^{me} Huc-Pinault. Je remercie également très sincèrement toutes les personnes d'AIRBUS Saint Nazaire qui m'ont consacré un temps précieux, me permettant ainsi de mener à bien mon étude de cas : Yves Hamonou, Steven Martin, Carole Salomon, Patrick Savigne, Olivier Roux ainsi que Yannick Raynaud et son équipe.

Mes remerciements vont bien évidemment à l'ensemble du personnel de l'ENSAM Chambéry, et tout particulièrement à mes voisins de bureau grâce à qui j'ai rédigé mon mémoire dans une atmosphère à la fois studieuse et chaleureuse.

Je n'oublierai pas les membres de ma famille, pour leur soutien et leur aide. Je tiens enfin à exprimer toute ma gratitude et mon admiration à ma mère, qui m'a toujours permis de mener à bien tous mes projets.

Sommaire

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES	8
LISTE DES FIGURES	10
LISTE DES TABLEAUX	12
INTRODUCTION GENERALE	14
CHAPITRE 1 – LES FONDEMENTS DE LA GESTION EN ENVIRONNEMENT ET SES RELATIONS AVEC L’ECONOMIE	18
Partie 1 – L’environnement et les pouvoirs publics : entre écologie et économie	19
1.1 Préambule	19
1.2 Le concept de dégradation environnementale et ses principales approches	19
1.3 L’évolution des théories économiques appliquées à la gestion de l’environnement ou comment l’environnement fut progressivement intégré dans les sciences économiques	22
1.4 L’évolution des instruments de politiques environnementales comme témoin de l’intégration de l’économie dans la gestion de l’environnement par les pouvoirs publics	25
1.5 L’Analyse Coût-Bénéfice et l’estimation de la valeur des biens environnementaux	30
1.6 Le développement durable comme nouveau paradigme réconciliateur de l’économie et de l’environnement ?	35
1.7 Conclusions	37
Partie 2 – Le comportement de protection de l’environnement des entreprises industrielles : de la conformité réglementaire à l’anticipation stratégique	39
2.1 L’évolution des activités environnementales des entreprises	39
2.2 La question des comportements écologiques d’entreprises	46
2.3 La prise en compte des parties prenantes	50
2.4 L’environnement, la création de valeur et la notion d’éco efficacité	54
2.5 Responsabilité sociale de l’entreprise et triple bottom line : l’intégration du développement durable dans l’entreprise	59
2.6 Conclusions	63
Partie 3 – Les relations entre gestion de l’environnement et performance économique	64
3.1 Préambule	64
3.2 L’influence économique des réglementations environnementales	67
3.3 Les démarches volontaires, l’exemple de l’efficacité des Systèmes de Management Environnementaux	74
3.4 Les activités environnementales et la prévention des pollutions, une réflexion sur l’éco-efficacité et la création de valeur	80
3.5 Les relations entre performance environnementale et performance économique	88
3.6 Formulation de la question de recherche	102

CHAPITRE 2 – LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE, INTEGRER L'ENVIRONNEMENT DANS LES CADRES DECISIONNELS ET FINANCIERS DE L'ENTREPRISE

104

Partie 1 – La comptabilité environnementale, un outil d'identification, d'estimation, d'enregistrement et de suivi des données économiques liées à la gestion de l'environnement

105

1.1 Préambule, la photographie des coûts environnementaux d'un site industriel	105
1.2 La comptabilité environnementale, une théorie de gestion	113
1.3 Les rôles de la comptabilité environnementale	121
1.4 Les outils et méthodes de la comptabilité environnementale	126

Partie 2 - Problématique et hypothèses de recherche

140

2.1 Le contexte de la gestion de l'environnement par les Pouvoirs publics et les entreprises privées	140
2.2 Le contexte des relations entre environnement et économie	143
2.3 Définition de la problématique de recherche et formulation des hypothèses	148

Partie 3 - Observation du terrain de recherche

157

3.1 Caractéristiques du secteur aéronautique	157
3.2 Le traitement de surface et le procédé d'Oxydation Anodique Chromique	164
3.3 Le terrain de recherche : une technologie propre du secteur aéronautique et des traitements de surface	175

Partie 4 - La démarche de recherche

184

4.1 Méthodologie de recherche	184
4.2 Le modèle de recherche	187
4.3 Le protocole de réponse aux hypothèses	197

CHAPITRE 3 – LE DEPLOIEMENT D'UN MODELE DE COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE : MODELISATION ET ANALYSE DES DONNEES

203

Partie 1 – L'analyse de la situation existante

204

1.1 La modélisation du procédé d'Oxydation Anodique Chromique	204
1.2 L'élargissement de la mesure environnementale	233
1.3 L'intégration des risques accidentels et chroniques	239
1.4 L'intégration des risques réglementaires et de marché	248
1.5 L'intégration des coûts intangibles	261

Partie 2 – L'analyse des enjeux stratégiques et des voies d'amélioration

267

2.1 L'analyse des enjeux stratégiques	267
2.2 L'analyse des voies d'amélioration	280
2.3 Réponses aux hypothèses de recherche	285

Partie 3 – L'analyse d'investissement

291

3.1 L'approche TCA par la moyenne	291
3.2 Approche TCA et simulation de Monte Carlo	311
Partie 4 – Le dimensionnement d'une comptabilité environnementale étendue	319
4.1 Revue des résultats obtenus	319
4.2 Extrapolation à un périmètre élargi	323
4.3 Recommandations	329
CONCLUSION GENERALE	333
REFERENCES	337
ANNEXES	344
Annexe 1 – Le modèle des flux physiques	345
Annexe 2 – Le modèle des coûts	350
Annexe 3 – Les impacts environnementaux et économiques modélisés (Année 2005)	354
Annexe 4 – Les résultats détaillés de l'ACV simplifiée	354
Annexe 5 – Analyse Préliminaire des Risques : les événements craints et leurs conséquences économiques	355
Annexe 6 – L'estimation des risques chroniques	357
Annexe 7 – L'estimation des risques judiciaire	361
Annexe 8 – L'arbre des événements de la réglementation REACH	362
Annexe 9 – Les meilleures technologies disponibles du secteur des traitements de surface	364
Annexe 10 – Le modèle construit pour la simulation de Monté Carlo	364
SOMMAIRE DETAILLE	369

Liste des sigles et acronymes

ABC :	Activity Based Costing
ACARE :	Advisory Council for Aeronautics Research in Europe
ACB :	Analyse Coût-Bénéfice
ACV :	Analyse de Cycle de Vie
ADEME :	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AERES :	Association des Entreprises pour la Réduction de l'Effet de Serre
AES :	Aspects Environnementaux Significatifs
AICHe :	American Institute of Chemical Engineers
AMDEC :	Analyse des Modes de Défaillance de leurs Effets et de leur Criticité
APR :	Analyse Préliminaire des Risques
ATP :	Adaptation to Technical Progress ou Adaptation au Progrès Technique
ATSDR :	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BARPI :	Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles
BAT :	Best Available Techniques
BRF :	Brominated Flame Retardants
CBA :	Cost Benefit Analysis
CERES :	Coalition for Environmentally Responsible Economies
CMR :	Cancérogènes, Mutagènes, Toxiques pour la reproduction
CNUED :	Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement
CRC :	Comité de Réglementation Comptable
CSHPPF :	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CWRT :	Center for Waste Reduction Technologies
DRIRE :	Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
EA :	Environmental Assessment
EFA :	Environmental Financial Accounting
EHS :	Environnement, Hygiène et Sécurité
EIA :	Environmental Impact Assessment
ELCC :	Environmental Life Cycle Cost
EMA :	Environmental Management Accounting
EPA :	Environmental Protection Agency
EPD :	Environmental Product declaration
EPI :	Environmental Performance Indicators
EPI :	Equipement de Protection Individuelle
ERA :	Environmental Risk Assessment
ERP :	Enterprise Resource Planning
ERI :	Excès de Risque Individuel
ERU :	Excès de Risque Unitaire
EPİ :	Equipement de Protection Individuelle
EPS :	Environmental Priority Strategies
ESIS :	European chemical Substances Information System
GRI :	Global Reporting Initiative
HAZOP :	Hazard and Operability Study
IACS :	International Accounting Standards Committee
ICC :	International Chamber of Commerce
ICPE :	Installations Classées pour la Protection de l'Environnement
IFAC :	International Federation of Accountants
IFEN :	Institut Français de l'Environnement
IOA :	Input-Output Analysis
IPP :	Integrated product policy
ISR :	Investissement Socialement Responsable

LOAEL :	Lowest Observed Effect Level
LCA :	Life Cycle Assessement
LCC :	Life Cycle Costing
MFA :	Material Flow Accounting
MIPS :	Material Intensity Per Unit Service
MTD :	Meilleures Techniques Disponibles
NOAEL :	No Observed Adverse Effect Level
OAC :	Oxydation Anodique Chromique
OCDE :	Organisation de Collaboration et de Développement Economiques
OEHHA :	Office of Environmental Health Hazard Assessment
l'OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
ONG :	Organisation Non Gouvernementale
ONU :	Organisation des Nations Unies
PBT :	Substances Persistantes Bioaccumulables et Toxiques
PNUE :	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
REACH :	Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals
SFA :	Substance Flow Analysis
SMC :	Stratégie Mondiale de Conservation
SME :	Système de Management de l'Environnement
SPIN :	Substances in Preparations in Nordic Countries
TRI :	Taux de rentabilité Interne
TSA :	Tartaric Sulfuric Anodizing
UNEP :	United Nations for Environmental Protection
VAN :	Valeur Actualisée Nette
VL :	Valeur Limite admise
VLE :	Valeur Limite d'Emission
VLEP :	Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle
vPvB :	Substances très Persistantes et très Bioaccumulables :
VME :	Valeur Moyenne d'Emission
VRC :	Valeur limite Réglementaire Contraignante
VRI :	Valeur limite Réglementaire Indicative
VTR :	Valeur Toxicologique de Référence
WACC :	Weighted Average Capital Cost
WBCSD :	World Business Council for Sustainable Development

Liste des figures

Figure 1 – L’articulation des travaux de thèse	17
Figure 2 – L’écart entre coût social et coût privé	23
Figure 3 – les méthodes d’évaluation économique de l’environnement	32
Figure 4 – La route vers le développement durable et la responsabilité d’entreprise	43
Figure 5 – Positionnement de la frontière entre prévention des pollutions et traitement des pollutions selon les différents auteurs	45
Figure 6 – Hiérarchie des solutions de gestion des déchets appliquée à un réacteur simple	45
Figure 7 – Les facteurs explicatifs de l’action environnementale	49
Figure 8 – L’entreprise, les parties prenantes et les contraintes environnementales	52
Figure 9 – Les étapes du cycle de vie contribuant à la performance environnementale (exemple aéronautique)	53
Figure 10 – les effets de la préservation environnementale et la création de valeur financière	56
Figure 11 – Les approches stratégiques du « triple bottom line »	62
Figure 12 – la vue « traditionaliste » de la relation entre environnement et économie	66
Figure 13 – la vue « révisionniste » de la relation entre environnement et économie	66
Figure 14 – Nombre de sites certifiés EMAS et ISO 14001 en 2005	76
Figure 15 – Impacts économiques classiques des stratégies de réductions des pollutions	83
Figure 16 – Les objectifs primaires des projets de prévention des pollutions	86
Figure 17 – Le champ réduit de la photographie des coûts environnementaux	107
Figure 18 – Diagrammes de Pareto des coûts environnementaux du site industriel pour l’année 2003 (étude de cas préliminaire)	108
Figure 19 – Schéma de flux des déchets et périmètres de facturation du site industriel (étude de cas préliminaire)	110
Figure 20 – Le coût des pertes de matières et les coûts environnementaux du site (étude de cas préliminaire)	110
Figure 21 – Les coûts environnementaux de l’entreprise	116
Figure 22 – la difficile identification des coûts environnementaux dans les documents de l’entreprise	118
Figure 23 – Difficultés d’estimation des coûts environnementaux	118
Figure 24 – les deux rôles d’une comptabilité environnementale	120
Figure 25 – les catégories d’activité d’une comptabilité environnementale	120
Figure 26 – La démarche CTSA	134
Figure 27 – Un exemple de simulation de Monte-Carlo appliqué à une démarche TCA	138
Figure 28 – Mode, médiane, moyenne, courbes de densité de probabilité et de probabilité cumulée	139
Figure 29 – synthèse contextuelle	150
Figure 30 – Schématisation des réflexions conduisant aux problématiques	155
Figure 31 – Les procédés de TS	166
Figure 32 – Exemples de cycles d’anodisation	172
Figure 33 – Gammes types d’anodisation	173
Figure 34 – Structure chimique des chromates	176
Figure 35 – Objectifs principaux de la substitution des chromates	182
Figure 36 – Les interactions entre environnement et économie, intégrées au modèle de recherche	186
Figure 37 – Le modèle de recherche pour l’analyse de l’existant, l’analyse des enjeux stratégiques et des opportunités d’amélioration	195
Figure 38 – Le modèle de recherche pour l’analyse d’investissement	196
Figure 39 – Revue des hypothèses à tester par notre étude de cas	197
Figure 40 – Diagramme des flux de notre modélisation	208
Figure 41 – Représentation graphique du cumul de la surface d’aluminium traitée avant changement pour les deux bains d’OAC	210
Figure 42 – L’influence du niveau de production sur la capacité de recyclage des résines échangeuses d’ions	211
Figure 43 – Formation des bulles lors du procédé d’anodisation	215

Figure 44 - Génération d'aérosols lors de l'éclatement des bulles à la surface du bain	215
Figure 45 – Les aspects environnementaux engendrés par le fonctionnement des deux bains d'OAC modélisés pour l'année 2005	222
Figure 46 – Les évolutions temporelles du facteur de production de notre modélisation	223
Figure 47 – Les différents comportements des données physiques modélisées	224
Figure 48 – L'observation plus précise des coûts de gestion externe des déchets	228
Figure 49 – L'évolution des coûts modélisés	229
Figure 50 – la gestion des incertitudes de paramètres corrélés (car issus d'une donnée agrégée)	232
Figure 51 – Les flux significatifs du cycle de vie du procédé OAC	236
Figure 52 – Contribution de la phase d'anodisation aux impacts environnementaux sur le cycle de vie	237
Figure 53 – Impacts environnementaux lorsque la phase d'anodisation n'est pas incluse dans l'analyse	238
Figure 54 – les scénarii sélectionnés pour l'évaluation quantitative	243
Figure 55 – Un exemple d'arbre causes-conséquences	244
Figure 56 – la méthodologie d'estimation des risques chroniques	246
Figure 57 - la méthodologie d'estimation des risques judiciaires	248
Figure 58 – Les principales obligations de la réglementation REACH	249
Figure 59 – Les événements pouvant impacter la classification d'un établissement	250
Figure 60 – les facteurs influençant la performance environnementale du procédé OAC	267
Figure 61 – L'évolution des coûts du procédé OAC, estimés par notre modèle de recherche	269
Figure 62 – Les impacts environnementaux engendrés par le fonctionnement des deux bains de TSA modélisés pour l'année 2005	293
Figure 63 – Différences d'impacts environnementaux du TSA et de l'OAC pour l'année 2005	293
Figure 64 – Surcoûts et économies induits par le procédé TSA, relativement au coût total de fonctionnement du procédé OAC, pour l'année 2006	296
Figure 65 – Différences de coûts entre les procédés TSA et OAC en fonction de l'évolution du niveau de production	297
Figure 66 – Influence de la durée de vie des bains de TSA sur la performance économique du procédé	298
Figure 67 – Les économies engendrées par le procédé TSA par rapport au procédé OAC	301
Figure 68 – La contribution des différentes catégories de coûts aux économies totales	302
Figure 69 – Le Taux de Rentabilité Interne	305
Figure 70 – Les délais de récupération de l'investissement	305
Figure 71 – La contribution des différentes catégories de coûts actualisées aux économies totales	307
Figure 72 – Variations potentielles de la variabilité de la rentabilité du projet	309
Figure 73 – Distribution triangulaire de mode 15K€, bornée par 0 et 200k€	313
Figure 74 – Distribution Gamma(2,1/13)	313
Figure 75 – Superposition de la fonction de répartition associée à la réglementation REACH et d'une loi normale	314
Figure 76 – Résultats de la simulation de Monte Carlo	316
Figure 77 – Le système de suivi des performances	324
Figure 78 – Le système de suivi des risques de destruction de valeur	326
Figure 79 – Le déploiement d'une comptabilité environnementale étendue, synthèse	332

Liste des tableaux

Tableau 1 – Les valeurs de l'environnement	32
Tableau 2 – Résumé des études de classification des comportements environnementaux des entreprises	47
Tableau 3 – La classification des comportements environnementaux des entreprises	48
Tableau 4 – les études empiriques de l'hypothèse du havre de pollution	71
Tableau 5 – Les études testant l'hypothèse de Porter	73
Tableau 6 – Etudes clés sur l'efficacité environnementale des SME	77
Tableau 7 – Les barrières aux investissements de prévention des pollutions	85
Tableau 8 – Indices de rentabilité des projets de prévention des pollutions.....	88
Tableau 9 – Principales études empiriques sur l'ISR.....	90
Tableau 10 – Les études empiriques liant positivement performances environnementales et performance financière... 94	
Tableau 11 – La contradiction des études liant performances environnementale et économique	95
Tableau 12 – Quantification de la relation entre performances environnementale et économique	100
Tableau 13 – Quantification des effets d'une annonce environnementale dans les médias	101
Tableau 14 – Taxonomie des coûts environnementaux du site industriel	107
Tableau 15 – Principales catégories comptables	117
Tableau 16 – Conditions d'inscriptions comptables des sorties de ressources futures	123
Tableau 17 – les catégories de coûts à évaluer	125
Tableau 18 – Les coûts environnementaux de quelques industries et procédés	126
Tableau 19 – Différences entre ACV et LCC.....	131
Tableau 20 – Les catégories de coûts évaluées dans la méthode TCA.....	132
Tableau 21 – Exemple d'analyse multicritère pour la prise de décision	135
Tableau 22 – Exemples d'entreprises du secteur aéronautique	158
Tableau 23 – Familles de traitements de surface	165
Tableau 24 – Valeurs limites des rejets aqueux et atmosphériques définis dans l'arrêté du 26 septembre 1985.....	170
Tableau 25 – Caractéristiques générales des procédés OAC	172
Tableau 26 – les substituts déjà développés (OAC)	180
Tableau 27 – Les points à examiner pour répondre aux 2 premières hypothèses de recherche.....	199
Tableau 28 - Les points à examiner pour répondre à la troisième hypothèse de recherche.....	201
Tableau 29 – les flux physiques à suivre dans la modélisation.....	205
Tableau 30 – Résultats de l'analyse statistique du vieillissement des bains OAC.....	210
Tableau 31 – Modèle théorique pour le chauffage des bains.....	213
Tableau 32 – Les différentes méthodes d'estimation des émissions atmosphériques de Cr(VI) testées.....	216
Tableau 33 – Catégories d'incertitudes utilisées pour classer les paramètres de notre modèle des flux physiques	218
Tableau 34 – Taxonomie des coûts modélisés.....	219
Tableau 35 – Les coûts modélisés pour l'année 2005.....	226
Tableau 36 – Les coûts purement environnementaux du procédé modélisé.....	227
Tableau 37 – Les coûts de certaines activités pour l'année 2005.....	229
Tableau 38 – Différences entre la modélisation et les données-sources	230
Tableau 39 – Incertitudes possibles pour le résultat de la multiplication de deux paramètres.....	231
Tableau 40 – Echelle de cotation de la gravité des événements craints	242
Tableau 41 – Echelle de cotation de la fréquence des événements craints	242
Tableau 42 – La règle de sélection des scénarios pour l'analyse quantitative	242
Tableau 43 – Conséquences des scénarii sélectionnés	245
Tableau 44 – L'évaluation finale des risques accidentels de la ligne de traitement.....	245
Tableau 45 – L'évaluation finale des risques chroniques des procédés OAC	247
Tableau 46 – L'évaluation finale des risques judiciaires	248
Tableau 47 – Synthèse des évolutions réglementaires possibles	253

Tableau 48 – Les coûts des scénarios associés à la réglementation REACH	256
Tableau 49 & Tableau 50 – La quantification économique des risques réglementaires	257
Tableau 51 & Tableau 52 – Les différents coûts intangibles intégrés dans notre étude de cas.....	265
Tableau 53 – Les résultats de l'estimation des coûts intangibles.....	265
Tableau 54 – Les facteurs liant performances environnementale et économique.....	272
Tableau 55 – L'influence sur les performances économiques et environnementales, pour l'année 2005, d'une variation de la capacité de traitement des bains d'OAC	275
Tableau 56 – Gains sur le cycle de vie, induits par une augmentation de 10% de la durée de vie du bain, pour l'année 2005.....	276
Tableau 57 – Incertitude de l'économie induite par une augmentation de 10% de la capacité de traitement des OAC, pour l'année 2005	276
Tableau 58 – Influence des variations des paramètres clés sur les performances environnementale et économique des procédés OAC, pour l'année 2005	277
Tableau 59 – Influence des variations des paramètres clés sur le cycle de vie, pour l'année 2005	278
Tableau 60 – Influence des variations des facteurs de risques sur la performance économique des procédés OAC pour la période [2005-2006] (coûts non actualisés)	279
Tableau 61 – Les voies d'amélioration de la performance environnementale des procédés OAC	281
Tableau 62 – Les facteurs de rentabilité des actions de préservation de l'environnement identifiées	284
Tableau 63 – Synthèse des différences induites par le procédé TSA sur les coûts contingents et intangibles.....	299
Tableau 64 – Valeur Actualisée Nette du projet (taux d'actualisation de 12%)	304
Tableau 65 – Contribution des enjeux considérés comme stratégiques à la rentabilité du projet.....	307
Tableau 66 – Identifications et quantification des facteurs sur lesquels repose la rentabilité de la substitution	308
Tableau 67 & Tableau 68 – Répartition en intervalles des scénarios associés à la réglementation REACH pour construire la fonction de répartition.....	314
Tableau 69 – Les différentes VAN du projet, issues de la simulation de Monte Carlo.....	316

Introduction générale

La thèse de doctorat ici présentée fut initiée par M. Bruno COSTES, directeur des Affaires environnementales d'AIRBUS. Elle fut réalisée au sein de l'entreprise AIRBUS, à Toulouse, sous financement de la DGA (bourse CNRS/DGA). L'encadrement du travail de recherche a été effectué par M. Daniel FROELICH de l'ENSAM Chambéry (directeur de thèse) et M. Nicolas ANTHEAUME de l'Université française d'Égypte (codirecteur de thèse).

Nos travaux sont construits autour des trois remarques suivantes :

- La gestion environnementale dans les entreprises industrielles a fortement évolué au cours des précédentes décennies et elle dépasse aujourd'hui le simple cadre législatif. Les politiques environnementales, les marchés et les attentes des diverses parties prenantes placent en effet les entreprises face à de nouveaux enjeux dont la perception et la maîtrise peuvent avoir des impacts importants en terme de compétitivité.
- Les comportements et positions, qu'adoptent les organisations face aux problématiques sociales et environnementales, varient grandement. Certaines considèrent encore l'environnement comme un centre de coûts, tandis que d'autres y perçoivent des opportunités. La confrontation des stratégies et pratiques mises en œuvre par les pouvoirs publics et les entreprises, tend néanmoins à montrer que la mesure du succès reste avant tout économique.
- Les théories s'attachant à décrire les relations qui existent entre performance environnementale et performance économique opposent encore aujourd'hui deux visions. La théorie « traditionaliste » soutient que cette relation est uniformément négative et que la performance économique décroît strictement avec l'augmentation de la performance environnementale, tandis que la théorie « révisionniste » décrit une relation prenant la forme d'un U inversé : les performances environnementale et économique pourraient donc, jusqu'à un certain point, être conjointement améliorées. Les études empiriques, visant à tester ces deux visions, ne permettent pas de clairement trancher : des situations « win-win » tout comme des situations « win-lose » existent. Les impacts économiques des stratégies environnementales ne sont donc pas homogènes.

Au centre de ces problématiques se trouvent l'entreprise et sa capacité à gérer au mieux les contraintes environnementales. Les organisations ont, en effet, tout intérêt, dans l'objectif d'améliorer leur performance économique, à correctement analyser les risques et opportunités auxquels elles font face en terme de gestion environnementale. Celles qui sont les plus à même d'identifier les enjeux environnementaux stratégiques et les réponses efficaces à y apporter, devraient alors réussir à créer une synergie entre amélioration écologique et création de valeur.

Nous cherchons donc, dans ce mémoire, à identifier et à tester comment l'entreprise peut aujourd'hui faire face aux risques et opportunités qu'entraînent les problématiques environnementales.

Nous nous interrogeons sur le système le plus à même de permettre à l'entreprise d'orienter sa gestion de l'environnement vers la création de valeur. Plus précisément, nous avons souhaité tester si la mise en place d'une comptabilité environnementale étendue remplit cet objectif. Nous avons pris le parti de traduire monétairement une grande variété de coûts et bénéfices engendrés par l'action environnementale : nous nous inscrivons donc dans le cadre d'une mesure économique et financière élargie de la gestion de l'environnement. Ce choix traduit une volonté de mesurer tangiblement la création de valeur et d'apporter des arguments économiques mesurés, à la prise de décision en interne.

Pour cela, nous observons si les outils associés à une comptabilité environnementale :

- Permettent de percevoir et de traduire les enjeux stratégiques de la gestion de l'environnement.
- Permettent une mise en avant des opportunités d'améliorations économiques et écologiques.
- Permettent la prise de décision en toute connaissance de cause.

Finalement, nous cherchons à formuler une recommandation présentant les paramètres et données à suivre dans une comptabilité environnementale dimensionnée pour l'orientation de la gestion environnementale vers la création de valeur.

Le chapitre 1 de cette thèse s'attache à observer les fondements de la gestion de l'environnement et ses relations avec la performance économique. Son but est de faire saisir au lecteur comment le paramètre « environnement » fut petit à petit pris en compte dans les théories économiques, comment la réglementation a évolué en parallèle, puis comment les entreprises l'ont intégré comme un facteur essentiel de création de valeur à long terme. L'observation des théories décrivant les relations qui existent entre performances environnementale et économique, puis leurs confrontations aux résultats d'études empiriques, démontrent finalement la non homogénéité des effets qu'ont les stratégies environnementales et amènent à la question de recherche : quel système de gestion peut permettre aux entreprises d'identifier les situations à travers lesquelles elles augmenteront conjointement leurs performances environnementale et économique ?

Dans le chapitre 2, nous nous intéressons plus spécifiquement à la notion de comptabilité environnementale pour les organisations privées. Nous nous appuyons, pour introduire cette dernière, sur une étude préliminaire consistant à estimer les coûts environnementaux d'un site industriel. Nous orientons nos recherches, à partir des résultats obtenus, vers l'utilisation de ce système et de ses outils associés. Nous nous interrogeons dès lors sur la capacité d'une comptabilité environnementale à orienter la gestion de l'environnement vers la création de

valeur. Nous décrivons en outre dans cette partie le terrain de recherche sur lequel nous nous appuyons et la démarche que nous mettons en oeuvre. L'étude de cas, à laquelle nous confrontons nos hypothèses de recherche, est l'analyse d'un projet de substitution d'un procédé de traitement de surface : l'Oxydation Anodique Chromique (OAC).

Nous explicitons, dans le chapitre 3, la phase expérimentale. Elle comprend une analyse des coûts environnementaux du procédé OAC, que nous qualifions d'analyse de l'existant. Nous essayons ensuite de mettre en avant, par cette démarche, quelles sont les voies d'amélioration potentielles des performances environnementale et économique. Nous effectuons enfin une analyse d'investissement du projet de substitution de l'OAC par un procédé plus écologique. Notre démarche est rétroactive, et s'effectue *ex-post*, puisqu'en réalité, la décision a déjà été prise sur des bases extra financières. Enfin, nous proposons une recommandation pour la construction d'un système de gestion permettant d'orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur.

Les phases expérimentales réalisées ne constituent finalement que les premières étapes d'une démarche devant s'appuyer sur le principe d'amélioration continue.

Le schéma suivant (**Figure 1**) présente de manière très simplifiée l'articulation de nos travaux.

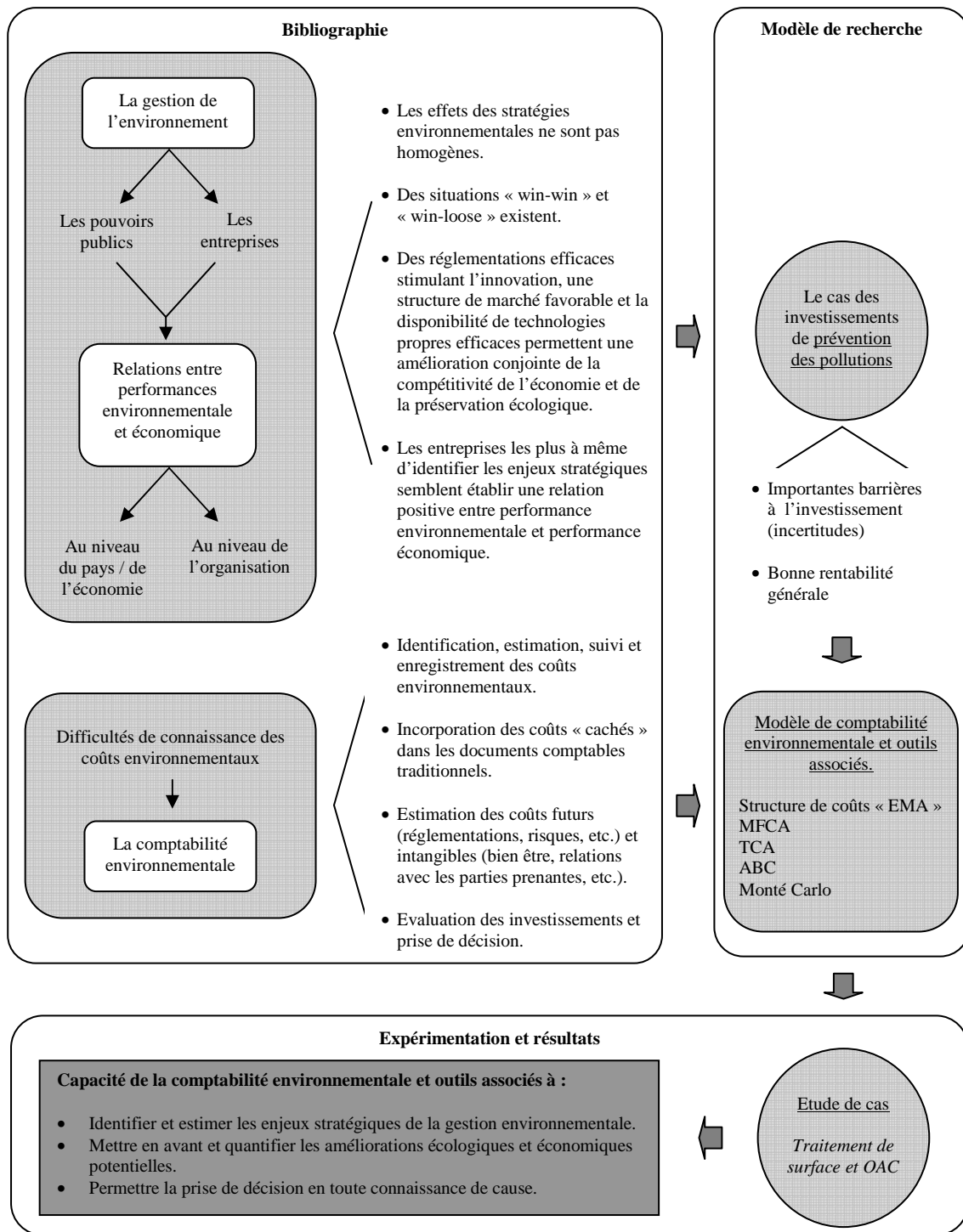


Figure 1 – L'articulation des travaux de thèse

**Chapitre 1 – Les fondements de la gestion
en environnement et ses relations avec
l'économie**

Partie 1 – L’environnement et les pouvoirs publics : entre écologie et économie

1.1 Préambule

Lorsque le terme « environnement » est employé, il n’est pas évident que chacun y attache la même signification. Il convient donc, préalablement à toute discussion, de le définir précisément.

Une première approche fait référence à l’environnement comme étant constitué au sens large de tout ce qui entoure l’homme. Le Petit Robert définit ainsi l’environnement comme « *l’ensemble des conditions naturelles (physiques, chimiques, biologiques) et culturelles (sociologiques) susceptibles d’agir sur les organismes vivants et sur les activités humaines* ». Les définitions utilisées au sein du PNUE¹, et de la Communauté Européenne sont équivalentes [Chapuis, 2006]. Une seconde approche insiste sur les liens qui existent entre les composantes du milieu et les sociétés humaines. Ainsi, pour le géographe Pierre George (1971)², le concept d’environnement désigne « *l’existence de relations réciproques entre un groupe de référence et son milieu* » [Chapuis, 2006].

Dans notre étude lorsque nous utilisons le terme « *environnement* », nous faisons appel à la première définition ici présentée, tout en la limitant au côté écologique ou naturel, excluant de fait les facteurs sociologiques. Notre réflexion considère donc l’état de l’environnement pour les animaux, les plantes et l’homme ainsi que leurs conditions de co-existence [Drechsler, 2002].

Avant de présenter l’évolution de la prise en compte de l’environnement par les pouvoirs publics, il est intéressant de présenter le concept de dégradation environnementale sur la base desquelles sont dimensionnées les politiques publiques.

1.2 Le concept de dégradation environnementale et ses principales approches

En relation avec la définition du terme « environnement » précédemment explicitée, nous définissons la « dégradation environnementale » comme la détérioration, du fait des activités humaines, des conditions naturelles qui constituent le milieu de vie des espèces vivantes (hommes, animaux, plantes).

Différentes approches de la dégradation environnementale ont été développées afin de comprendre et décrire les mécanismes qui l’engendrent pour finalement dimensionner les politiques environnementales adéquates. Drechsler [Drechsler, 2002] distingue les approches de la dégradation environnementale économiques et non économiques.

¹ Créé en 1972, Le Programme des Nations Unies pour l’Environnement (PNUE) est la plus haute autorité environnementale au sein du système des Nations Unies.

² George, P., Que sais-je ? L’environnement, PUF, 1971.

1.2.1 Les approches non économiques

En ce qui concerne les approches non économiques, deux principales logiques sont à distinguer selon que soit mis au centre des préoccupations l'homme ou la nature.

1.2.1.1 L'approche anthropocentrique

Dans l'approche « *anthropocentrique* », l'homme constitue la finalité du monde. Sagoff (1988)³ considère ainsi que la pollution de l'environnement doit nécessairement être acceptée si la société souhaite continuer à procéder à des activités économiques industrielles. La protection de l'environnement est alors un objectif éthique, et non économique, prenant en compte des valeurs publiques choisies collectivement. Les réglementations environnementales doivent finalement, selon Sagoff, être le vecteur de la réalisation d'efforts permettant d'éviter le dépassement de limites écologiques admissibles [Drechsler, 2002]. Il est à noter que Sagoff fait référence à l'existence d'un coût de contrôle des risques environnementaux fort supérieur au gain environnemental obtenu en tant que facteur justifiant une acceptation de la pollution.

1.2.1.2 L'approche éco-centrique

Dans l'approche « *éco-centrique* », il est reconnu que l'espèce humaine a des obligations vis-à-vis des autres formes de vie [Drechsler, 2002]. Cette hypothèse fait appel à la théorie développée par Taylor (1986)⁴, qui confère à l'homme des devoirs à l'encontre des « objets vivants sauvages » en raison de la valeur inhérente à ces entités qui possèdent un caractère de singularité. Constaté leur valeur intrinsèque implique le refus de les traiter comme s'ils existaient à des fins humaines. Finalement, la conception de droits moraux pour les animaux et les plantes implique le sacrifice partiel des intérêts humains et permet ainsi de ne pas dépasser les limites écologiques de la société [Drechsler, 2002].

1.2.2 Les approches économiques

Le débat qui existe entre ces deux approches est également constaté dans les approches économiques dimensionnées pour la prise en compte de la dégradation environnementale.

1.2.2.1 La difficile intégration dans les théories néoclassiques

Il est à noter que l'environnement fut pris en compte relativement tôt dans les théories liées au développement de la société. Antheaume [Antheaume, 1999] et Levet [Levet, 2002] font ainsi référence dès le début du 19^{ème} siècle à la prise de conscience, issue des travaux de Darwin, que l'homme appartient à une nature qui évolue, qu'il est lui-même susceptible de faire évoluer, voire de transformer. Certains auteurs, ingénieurs ou économistes mettent dès lors en évidence

³ Sagoff, M., *The Economy of the Earth – Philosophy, law, and the environment*. Cambridge University Press, Cambridge studies in Philosophy and public policy, New York, 1988.

⁴ Taylor, P. W., *Respect of nature – A theory of Environmental Ethics*. Princeton University press, Princeton/New Jersey, 1986.

les effets néfastes de l'industrialisation sur la pollution. Jevons (1865)⁵ a notamment mené des travaux sur l'épuisement des ressources naturelles et plus particulièrement sur la « question du charbon » au Royaume-Uni [Antheaume, 1999], [Levet, 2002]. Cependant ces courants de pensées qui tentent de refonder l'économie resteront longtemps ignorés de la pensée économique dominante principalement constituée des théories néoclassique⁶ et socialiste (Marx et Engels). Suite à la croissance économique du 20^{ème} siècle et plus particulièrement après la seconde guerre mondiale, l'apparition de détériorations de la nature ayant des conséquences en terme de coût sur les transactions, fait de l'environnement un phénomène marchand. A partir des années 1960-70, on voit donc se développer une « *économie de l'environnement* » [Levet, 2002] dont les fondements se trouvent principalement dans les travaux relatifs à l'épuisement des ressources naturelles (Jevons, 1865⁷) et aux effets néfastes de la pollution industrielle (Pigou, 1920⁸, Coase, 1960⁹) [Antheaume, 1999].

1.2.2.2 Economie de l'environnement Vs Economie écologique

L'économie de l'environnement et des ressources naturelles peut être mise en parallèle de l'approche anthropocentrique. Cette théorie économique qui, comme nous l'avons vu, s'inscrit plus largement dans celle développée dans le cadre de l'économie néo-classique⁶, prétend que l'environnement est un des sous-systèmes de l'économie et que comme tel il peut être géré selon le principe de l'offre et de la demande. L'objectif est en premier lieu d'établir les conditions de l'optimum du bien-être social qui est constitué de la somme du bien-être de chaque individu dans la société. Si l'on considère la réduction de la pollution, cette dernière n'est socialement avantageuse que lorsque l'amélioration du bien-être des victimes est supérieure à la diminution du bien-être des pollueurs. En second lieu, l'économie de l'environnement doit permettre d'expliquer l'existence d'une pollution excessive comme étant le résultat d'une divergence entre l'intérêt privé et l'intérêt collectif. La différence entre le coût supporté par l'agent économique et le dommage imposé à la société (le coût social) constitue le coût de l'externalité négative [Faucheux ; Noël, 1995]. Nous reviendrons sur cette notion dans le paragraphe dédié à la théorie d'internalisation du coût externe (1.3.1 – p22).

L'économie écologique diffère des courants néoclassiques en prétendant notamment que l'économie est un sous-système du système global qu'est la nature. L'évaluation purement monétaire adoptée par les néoclassiques est dès lors rejetée dans les modèles développés par l'économie écologique [Levet, 2002]. Dans ce cadre, les valeurs sociétales sont considérées

⁵ Jevon, S., The Coal Question, 1865, cite par Vivien, F., D., Economie et écologie, Collection repères, Edition la découverte, 122p, 1994.

⁶ L'économie néoclassique est issue de la pensée de Walras développée dans les années 1870. Pour simplifier, c'est une approche micro-économique constituée de relations entre des agents économiques qui interagissent sur un marché à travers des fonctions d'offres et de demandes. Chacun de ces agents économiques cherche à maximiser son bien-être, que ce soit à travers une fonction d'utilité pour un consommateur ou une fonction de profit pour une entreprise. Le fondement de cette théorie est que dans le cadre d'une concurrence pure et parfaite, sans défaillance (les défaillances des marchés peuvent être dues à des marchés non concurrentiels, à des externalités, à des biens publics ou à une information asymétrique ou incomplète), les mécanismes de marché se suffisent à eux mêmes pour atteindre un équilibre parfait (l'équilibre de Pareto). L'intervention de l'état y est donc proscrite. La théorie de l'équilibre walrasien repose sur le concept de tâtonnement des agents pour atteindre l'équilibre. Il est à noter que le modèle Arrow-Debreu rajoute des conditions à l'existence de l'équilibre de Walras [Mas-Colell et al, 1995].

⁷ Jevon, S., The Coal Question, op. cit.

⁸ Pigou, A. C., The economics of welfare, Mac Millan, 1920.

⁹ Coase, R. H., The problem of social cost, The journal of law and economics, 3, pp1-44, 1960.

comme ayant une durée de vie bien supérieure à celle de l'individu. L'objectif recherché diffère alors de l'optimum néoclassique et se traduit par la détermination d'un objectif sociétal commun qui peut être associé à la création d'une société durable [Pearce, 1987]. La poursuite d'un tel objectif nécessite le développement d'analyses intergénérationnelles prenant en compte la reconnaissance d'un droit moral d'accès au patrimoine naturel pour les générations futures [Drechsler, 2002]. Cette considération jette les bases du concept de « développement durable » que nous définissons plus loin (1.6 – p35).

1.3 L'évolution des théories économiques appliquées à la gestion de l'environnement ou comment l'environnement fut progressivement intégré dans les sciences économiques

Les problèmes environnementaux existent dans la théorie de l'économie de l'environnement principalement du fait des défaillances de marchés¹⁰ et plus précisément à cause des externalités négatives. Nous nous attachons dans le paragraphe suivant à définir plus clairement ce concept.

1.3.1 L'internalisation des effets externes

1.3.1.1 Coût social et coût privé

Comme l'écrit Antheaume [Antheaume, 1999], c'est à travers la naissance du concept d'effet externe que l'économie néoclassique a renoué avec une analyse des questions de l'environnement. Les travaux de Pigou (1920)¹¹ sont les premiers à intégrer dans une analyse économique les effets néfastes d'une activité sur une autre. Pigou distingue ainsi le coût marginal social du coût marginal privé. Une externalité peut donc être définie comme une action influençant le bien-être de la société sans que cette dernière ne reçoive ou ne paye une compensation pour cet effet. On parle d'externalité positive quand cette action favorise le bien-être et d'externalité négative quand elle le défavorise, l'externalité se traduisant alors par une divergence entre le coût social et le coût privé [Fauchaux, Noël 1995], [Xepapadeas, 97] (Figure 2).

¹⁰ Le concept de « défaillance du marché » a été introduit suite à la non vérification des théorèmes de la théorie du bien-être. Ceux-ci ne sont effectivement valables que sous certaines conditions. Les situations d'apparition de défaillances du marché justifient l'intervention de l'état pour atteindre l'allocation efficiente des ressources. Classiquement, on identifie quatre sources de défaillance du marché :

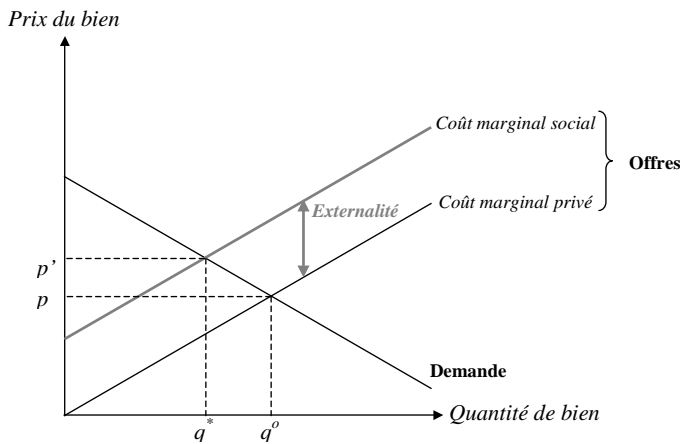
(1) Les marchés non concurrentiels

(2) Les externalités

(3) Les biens publics (1.3.2.1 – p1824)

(4) L'information asymétrique ou incomplète

¹¹ Pigou, A. C., The economics of welfare, Mac Millan, 1920.



En concurrence pure et parfaite, sans intervention de l'état, le coût imposé à la société dû à l'externalité négative concomitante à la production n'est pas pris en compte par le producteur (coût marginal privé). L'équilibre du marché se situe alors aux niveaux p et q^o , respectivement pour le prix du bien et la quantité produite.

L'écart entre le coût marginal social (prenant en compte le coût du dommage imposé à la société) et le coût marginal privé est l'externalité.

Pour que le producteur prenne en compte ce différentiel de coût, la courbe d'offre doit être déplacée afin d'établir l'équilibre au prix p' et à la quantité q^* . Ce déplacement de courbe peut notamment se faire à travers l'internalisation des effets externes et la mise en place d'instruments économiques (1.4.2.2 – p24).

Source : [Faucheux ; Noël, 1995], [Xepapadeas, 97]

Figure 2 – L'écart entre coût social et coût privé

1.3.1.2 La taxe Pigouvienne

Pour corriger les défaillances de marché, ce qui dans le cas de l'économie de l'environnement revient à internaliser les effets externes, Pigou propose d'instaurer une taxe permettant la réalisation d'un équilibre concurrentiel. Cette dernière est une taxe par unité de pollution émise, payée par le pollueur, dont le niveau optimal est fixé à celui du coût marginal de dépollution à l'optimum de pollution. Le comportement des pollueurs est alors le suivant : chacun d'entre eux dépollue jusqu'à ce que le coût de la dernière unité de pollution évitée soit égal au montant de la taxe. Au-delà, s'affranchir de la taxe est plus rentable pour le pollueur [Xepapadeas, 97].

La taxe pigouvienne qui constitue le premier instrument économique de politique environnementale construit, est complétée par d'autres instruments que nous présentons plus loin (1.4.1 – p26) et qui, sous certaines conditions, sont équivalents et permettent par internalisation des effets externes, d'atteindre l'optimum pour la société.

Il est à noter que le concept d'internalisation des effets externes est à rapprocher du principe pollueur payeur adopté par l'OCDE¹² en 1972 et qui vise à faire supporter les coûts des mesures de dépollution et à intégrer dans les prix des biens et services l'ensemble des coûts sociaux, en particulier ceux liés à la dégradation de l'environnement (ce principe fondateur des

¹² L'OCDE (Organisation de Collaboration et de Développement Economiques) regroupe 30 pays membres, tous attachés à la démocratie et l'économie de marché. L'OCDE joue un rôle phare en favorisant la bonne gouvernance des secteurs public et privé. Elle crée des instruments adoptés internationalement, des décisions et recommandations pour promouvoir de nouvelles règles du jeu là où des accords multilatéraux sont nécessaires pour garantir le progrès des nations dans une économie mondiale (Source : <http://www.oecd.org>).

politiques environnementales est complété par d'autres principes¹³ qui ont été énoncés lors du « sommet de la terre » de l'ONU¹⁴ à Rio en 1992).

Considérer que dans la problématique environnementale, les externalités négatives sont les seules défaillances de marché n'est toutefois pas exact.

1.3.2 D'autres défaillances de marché

1.3.2.1 Les biens publics

Les biens publics qui sont pour simplifier définis comme pouvant être consommés en même temps par plusieurs consommateurs sans que la quantité pour chaque individu ne soit affectée (non rivalité) et pour lesquels il est impossible d'exclure qui que ce soit de la consommation (non exclusion dans la consommation du bien) [Mas-Colell et al., 1995], ont également une influence dans la théorie de la gestion de l'environnement. La problématique de la gestion du bien public « atmosphère » est un exemple parmi d'autres. Une branche particulière des sciences économique appelée économie publique a été développée pour traiter de ces enjeux. Il est à noter que le cas des ressources naturelles non renouvelables n'est pas traité par l'économie publique car chaque individu qui consomme la ressource diminue la quantité disponible pour les autres.

La littérature des défaillances de marché repose cependant sur des hypothèses parmi lesquelles, deux au moins, peuvent être remises en question.

1.3.2.2 Les défaillances du régulateur

La première hypothèse sujette à discussion est celle d'un régulateur omniscient, omnipotent et bienveillant (Levêque, 1998¹⁵). Omniscient parce qu'il est capable de déterminer le niveau de divergence entre coût privé et coût social pour ensuite le corriger. Omnipotent parce qu'il a toute puissance sur les agents et peut les amener par la coercition à appliquer ses recommandations. Enfin, bienveillant parce que son intérêt se confond avec l'intérêt général [Bougherara, 2004]. Or, considérer que le régulateur n'est motivé que par un souci d'efficacité des marchés présente nécessairement des limites. L'information dans le monde réel étant de plus clairement imparfaite, les défaillances du régulateur semblent effectives. De ces défaillances du régulateur sont nées deux approches économiques. L'« *économie industrielle* » qui envisage la réglementation comme un marché entre offreurs et demandeurs exclusivement motivés par leur intérêt propre (Stigler, 1961¹⁶) et la « *nouvelle économie publique* » qui cherche à mettre en évidence les défaillances du régulateur pour y remédier (Laffont et Tirole,

¹³ Le principe de précaution consiste à invoquer l'incertitude scientifique pour commencer à prendre des mesures en cas de risques graves ou irréversibles pour l'environnement.

Le principe de prévention a pour but de prévenir les pollutions plutôt que de les traiter une fois qu'elles ont eu lieu.

Le principe de participation consiste quant à lui à impliquer les citoyens dans l'élaboration des décisions.

Le principe de communication (également incorporé à la Convention d'Aarhus relative à l'accès à l'information la participation du public et l'accès à la justice) engage les états à faciliter l'accès à toutes les informations concernant l'environnement.

¹⁴ L'Organisation des Nations Unies se définit elle-même comme un centre de règlement des problèmes auxquels l'humanité tout entière doit faire face. Plus de 30 organisations apparentées, appelées globalement le système des Nations Unies, collaborent à cette tâche (Source : <http://www.un.org/french/>)

¹⁵ Levêque, F., Economie de la réglementation, Repère, La Découverte, 125p, 1998.

¹⁶ Stigler, G. J., The Economics of Information, Journal of Political Economy, 69(3):213-225, 1961.

1993¹⁷) [Bougherara, 2004]. Dans cette dernière approche, la notion d'asymétrie d'information entre régulateur et réglementé est tout particulièrement observée, les réglementés disposant par exemple d'informations stratégiques tels leurs coûts internes de dépollution qu'ils manipulent selon le type de réglementation qu'ils anticipent.

1.3.2.3 Les coûts de transaction

La seconde hypothèse qui peut être remise en question est celle de l'absence des coûts de transaction. Cette critique de l'efficacité des marchés est issue des travaux de Coase (1960)¹⁸ qui remet en cause, du fait de l'existence de coûts de transaction non nuls, la nécessaire intervention des pouvoirs publics pour rétablir l'efficacité des marchés, ramenant le problème des externalités à une distribution non adéquate des droits de propriétés [Bougherara, 2004]. L'approche par les coûts de transaction est finalement issue de cette pensée, et consiste à comparer les différentes formes d'organisations ainsi que des coûts qu'elles génèrent afin de choisir la plus efficace.

La remise en cause de deux hypothèses de la littérature des défaillances de marché explique finalement pourquoi les différentes formes de politiques environnementales utilisées pour la réglementation de l'environnement ne sont pas équivalentes en termes d'atteinte des objectifs fixés et d'efficacité économique.

Traditionnellement deux formes d'intervention dans le cas des problèmes environnementaux sont utilisées : les instruments réglementaires (intervention directe de l'Etat par exemple par la fixation de normes) ou économiques (intervention indirecte de l'Etat par l'instauration de taxes ou de redevances). Un troisième type est constitué des approches volontaires et informationnelles. Nous nous attachons à décrire dans la partie suivante ces orientations tout en soulignant leurs avantages et inconvénients.

1.4 L'évolution des instruments de politiques environnementales comme témoin de l'intégration de l'économie dans la gestion de l'environnement par les pouvoirs publics

Le développement et la mise en œuvre de différentes générations d'instruments de politiques environnementales démontrent que la vision anthropocentrique de la dégradation environnementale fut en premier lieu adoptée indépendamment de la théorie de l'économie de l'environnement, pour finalement être liée d'une manière extrêmement forte à cette dernière.

¹⁷ Laffont, J. J., Tirole, J., A Theory of Incentives in Procurement and Regulation, MIT Press, Cambridge, 705p, 1993.

¹⁸ Coase, R. H., The problem of social cost, Op. Cit.

Nous précisons que les instruments développés et utilisés peuvent être classés dans trois catégories pouvant être vues comme composant trois générations différentes, apparues successivement mais coexistant dans la réalité¹⁹ [Bougherara, 2004].

Nous nous attachons en premier lieu à décrire ces différentes générations d'instruments de politiques environnementales.

1.4.1 Les instruments de politiques environnementales

1.4.1.1 Les instruments de première génération

Les instruments de première génération sont appelés « *instruments réglementaires* ». Cette approche qui porte le nom, dans la terminologie anglo-saxonne, de « *Command and control approach* », vise à limiter les effets négatifs dans une logique coercitive, c'est-à-dire en cherchant à contraindre le pollueur en utilisant des menaces de sanctions administratives ou juridiques. Elle est basée sur une intervention directe des pouvoirs publics et s'appuie sur des textes juridiques élaborés par compartiments environnementaux : lois sur l'eau, l'air, les installations classées pour la protection de l'environnement, etc. La réglementation directe est l'instrument de politique environnementale le plus répandu. Il a la faveur des autorités publiques et des industriels, principalement de part la longue expérience de ces pratiques réglementaires dans les différents domaines de la vie publique. L'approche réglementaire se compose essentiellement des autorisations d'exploiter²⁰ et des normes²¹ [Barde, 1992].

1.4.1.2 Les instruments de deuxième génération

Les « *instruments économiques* » sont considérés comme des instruments de deuxième génération. Ils visent à l'internalisation des effets externes négatifs en incitant les pollueurs à adopter volontairement des comportements moins dommageables. Ils sont donc principalement issus de l'analyse néo-classique des externalités et ont de ce fait la faveur des économistes. Sous certaines conditions, ces instruments aboutissent tous au même résultat « écologique » qui doit être l'optimum de pollution, la difficulté résidant à fixer le niveau de la contrainte monétaire imposée au « pollueur » afin que celle-ci soit optimale. Trois types d'instruments économiques sont à distinguer [Bougherara, 2004]. Les premiers visent à fixer un coût à

¹⁹ OCDE, Les instruments économiques pour le contrôle de la pollution et la gestion des ressources naturelles dans les pays de l'OCDE : un examen d'ensemble, Groupe de travail sur l'intégration des politiques économiques et de l'environnement, 119p, 1998.

²⁰ Le principe est de soumettre a priori les sites industriels ayant des activités potentiellement polluantes à des autorisations délivrées par les autorités administratives. En France, ce régime est défini par la Loi de 1975 sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et géré par les Directions Régionales de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE). Concrètement lors de la construction d'une nouvelle installation industrielle ou lors de la modification importante d'une installation existante, l'industriel doit soumettre à la DRIRE un dossier détaillant la manière dont l'installation respectera l'environnement et sera en conformité avec les réglementations environnementales en vigueur. L'autorisation est ensuite délivrée sous la forme d'un Arrêté préfectoral d'exploitation après examen du dossier avec la possibilité pour la DRIRE d'imposer des prescriptions réglementaires spécifiques

²¹ Les normes de qualité fixent le niveau de qualité des milieux récepteurs de pollution, les normes d'émission fixent la qualité maximale de rejets ou de polluant autorisé, les normes de procédé fixent la technologie de production, les installations et équipement à mettre en oeuvre pour réduire le niveau de pollution et les normes de produits fixent les caractéristiques auxquelles doivent répondre les produits afin de diminuer leur impact sur l'environnement au niveau de leur utilisation et de leur fin de vie.

l'utilisation de l'environnement, ce qui correspond à la mise en œuvre de taxes et de redevances. Les seconds instruments économiques que sont les subventions rémunèrent les efforts de préservation de l'environnement. Enfin, les permis négociables²² instaurent des droits de propriété sur l'environnement.

Une différence notable existe entre les différents instruments économiques : d'un côté il y a des instruments de régulation par les prix (taxes/redevances et subventions) et de l'autre un instrument de régulation par les quantités (permis échangeables). Dans le premier cas, on s'assure une maîtrise économique sans contraindre le niveau de pollution global. Dans l'autre cas, c'est le niveau de pollution qui est fixé, l'incertitude portant sur l'impact économique.

1.4.1.3 Les instruments de troisième génération

La troisième génération est constituée des « approches volontaires et informationnelles ». Contrairement aux instruments de deuxième génération issus de modèles théoriques, les instruments informationnels et les accords volontaires ont surtout été développés par les différents acteurs, parmi lesquels se trouvent bien évidemment les pouvoirs publics. Les instruments informationnels visent à modifier le cadre informationnel du pollueur, en utilisant des signaux susceptibles de l'inciter à adopter volontairement des comportements moins polluants. L'information peut être diffusée à l'attention des entreprises ou des individus. Les accords volontaires sont définis comme des engagements à aller au-delà de la réglementation. Des firmes ou des industries mettent par exemple en place des programmes au bénéfice de parties avec lesquelles elles n'ont pas contracté. Il est à noter que les approches volontaires peuvent être classées en différentes catégories comportant l'engagement unilatéral des pollueurs, les accords privés, les accords négociés et les programmes volontaires publics.

Il convient ensuite de discuter des atouts et limites des différents instruments présentés.

1.4.2 Atouts et limites des différents instruments

1.4.2.1 Les instruments réglementaires

Le principal atout des instruments réglementaires, qui sont historiquement les premiers à avoir été instaurés, est bien évidemment le fait que ceux-ci garantissent le niveau de préservation de l'environnement choisi. Ceci n'est en outre pas négligeable puisque jusqu'à leur mise en œuvre la réglementation environnementale n'existait pas. Le contrôle direct permet ainsi d'établir un cadre général pour la protection de l'environnement et constitue la méthode la plus sûre de

²² Un système d'échange quotas (ou de permis) a pour but d'atteindre un objectif précis de réduction de pollution de la manière la plus efficace possible en matière de coût de mise en œuvre. Il permet d'allouer à des entités telles que des entreprises, des quotas à valoir sur leurs émissions ou rejets polluants.

Chaque firme ne pourra donc émettre que la quantité permise par les quotas qu'elle possède. Un marché s'instaure. Selon un calcul économique, les firmes aux coûts de dépollution inférieurs à la valeur des quotas sur le marché vont dépolluer et vendre leurs quotas. Les firmes aux coûts de dépollution supérieurs à la valeur des quotas sur le marché vont en acheter et continuer à polluer. D'autres acteurs tels que les associations environnementales peuvent intervenir sur le marché en rachetant des droits à polluer, diminuant par-là la quantité de pollution globale émise.

Ainsi, les entreprises qui réduisent leurs émissions dans une plus grande mesure que les quotas qui leur ont été alloués peuvent vendre leurs "surplus" à d'autres qui éprouvent plus de difficultés à atteindre leur objectif. Cet échange ne nuit pas à l'objectif environnemental car la quantité globale de quotas est fixe. Au contraire, il permet de bénéficier d'un bon rapport coût/efficacité pour la mise en œuvre de l'objectif global et stimule l'investissement dans des technologies propres [Faucheux ; Noël, 1995].

prévention, en particulier dans le cas des pollutions les plus dangereuses (Baumol et Oates, 1975²³) [Levet, 2002]. Cependant, ces démarches réglementaires se caractérisent par des limites relativement importantes.

Les coûts de mise en œuvre pour le pilotage et pour rendre exécutoire l'instrument, sont tout d'abord très élevés. L'information imparfaite induit aussi le risque qu'une norme soit fixée à un mauvais niveau ce qui peut impliquer des sous-investissements dans les équipements de dépollutions ou au contraire des gaspillages de ressources. La fréquence des contrôles et le montant des sanctions sont également des éléments déterminant du succès d'instruments à caractère coercitif, ce qui a une nouvelle fois un impact en terme de coûts de mise en œuvre. Enfin, le manque de flexibilité (manque de stimulation de l'innovation) ainsi que le caractère non incitatif (pas d'incitation à aller au-delà de la norme) sont à souligner [Faucheux ; Noël, 1995], [Barde, 1992].

1.4.2.2 Les instruments économiques

L'atout majeur des instruments économiques est qu'ils permettent une réduction des coûts globaux d'abattement de la pollution pour l'ensemble de l'industrie visée. En effet, ceux-ci impliquent mécaniquement une réduction de la pollution là où celle-ci est la moins coûteuse : dans le cas de la taxe, tout comme dans celui des permis, les agents économiques arbitrent entre leur coût interne de dépollution et le prix de la taxe ou du permis. L'avantage que présentent les permis d'émission relativement à la taxe réside dans le fait que ceux-ci garantissent un niveau maximal de pollution qui ne sera pas dépassé. A contrario, l'instauration d'une taxe permet d'économiser sur les coûts de transactions (Cropper et Oates, 1992²⁴) [Bougherara, 2004].

Parmi les limites de ces instruments nous présentons les principales. En premier lieu, les coûts supportés par les entreprises individuelles peuvent être élevés puisque ces dernières s'acquittent d'une part du montant de la taxe et d'autre part des coûts de dépollution (seuls ces derniers sont supportés dans le cas d'une norme) [Barde, 1992]. Tout comme pour les normes, les problèmes liés au manque d'information sont importants. Cropper et Oates (1992) affirment tout de même que les coûts engendrés par ceux-ci sont moins élevés que dans le cas des normes. Il est également à noter que les coûts de transaction peuvent s'avérer élevés dans le cas des systèmes d'échange de permis d'émissions. Enfin, les taxes peuvent être interprétées comme une nouvelle source de revenu pour l'Etat ne favorisant pas une incitation à la préservation de l'environnement.

1.4.2.3 Les approches volontaires et informationnelles

Les avantages induits par la troisième génération des instruments politiques sont l'évitement des coûts de la réglementation, une meilleure utilisation des ressources du fait de la

²³ Baumol, W. J., Oates, W. E., *The Theory of Environmental Policy : Externalities, Public Outlays, and the Quality of Life*, Englewood Cliffs, N. J., Prentice-Hall, 1975.

²⁴ Cropper, M. L., Oates, W. E., *Environmental Economics: A Survey*, *Journal of Economic Literature*, XXX:675-740, 1992.

dissémination de l'information et une incitation réelle à la dépollution pour les entreprises par la recherche d'une différenciation sur un marché ou d'une meilleure réputation.

En revanche, certaines limites apparaissent lors de la mise en œuvre des approches volontaires ou informationnelles. Ainsi, la faiblesse des contrôles et des sanctions, la dimension collective pouvant impliquer des comportements de type « passager clandestin », la capture par des groupes d'intérêt dans un objectif d'évitement d'une réglementation plus drastique et les coûts de transaction qui peuvent être élevés dans le cas où le nombre de parties en présence est important sont autant d'inconvénients inhérents à ce type d'approches (Börkley et al., 1999²⁵) [Barde, 1992], [Bougherara, 2004].

Finalement, l'observation de l'utilisation qui est faite de ces types d'instruments renseigne sur l'intégration de plus en plus effective de l'économie dans le dimensionnement des politiques environnementales.

1.4.3 La mise en œuvre des instruments de politiques environnementales

Les instruments réglementaires, qui furent historiquement les premiers à avoir été développés, ont permis de fixer un cadre réglementaire très solide à la gestion de l'environnement. Leur émergence et leur instauration sont principalement liées à la prise de conscience par les scientifiques, puis par la société dans son ensemble, de l'impact que la production industrielle peut avoir sur l'environnement en tant que milieu de vie pour l'homme. Cette évolution reste clairement ancrée dans une vision anthropocentrique de la société.

Cette conscience environnementale, développée au sein de la société, fut parallèlement transcrite et intégrée aux théories économiques. Ces dernières démontrèrent finalement que sous certaines hypothèses, l'intervention indirecte par la mise en œuvre d'instruments économiques permet d'atteindre à un coût moins élevé, un objectif équivalent en terme de réduction de la pollution qu'avec la mise en place de normes. Ce sont les arguments qui sont généralement avancés pour la promotion de ce type d'instruments de politiques environnementales. Dans les faits, le recours à ces derniers est de plus en plus courant. L'instauration en 2005 du système Européen d'échange de quotas d'émissions de gaz à effet de serre²⁶ en est un exemple criant, puisque ce type d'organisations était alors plutôt utilisé dans les pays anglo-saxons ayant culturellement une forte confiance dans les marchés ; le système américain de permis négociables sur les émissions de SO₂ introduit au début des années 1990 apparaissait en effet comme le système le plus abouti [Antheaume, 1999]. Un rapport de l'OCDE [OCDE, 2001] confirme en outre la supériorité, par rapport aux instruments réglementaires des instruments économiques en terme d'efficacité pour minimiser les coûts de protection à engager pour atteindre un objectif environnemental donné et préconise d'y avoir de plus en plus recours. La prise en compte des théories économiques et surtout, leur mise en application par les pouvoirs publics dans le dimensionnement de leurs politiques

²⁵ Börkey, P., Glachant, M., Lévêque, F., Voluntary Approaches for Environmental Policy in OECD Countries : An Assessment, Rapport pour l'OCDE, 98p, 1999.

²⁶ Directive 2003/87/CE du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la communauté.

environnementales, sont donc effectives et vont très certainement encore s'intensifier. Un objectif contigu à la recherche de l'efficacité économique, est la responsabilisation des acteurs économiques relativement aux enjeux stratégiques que constituent les problèmes environnementaux. Les pouvoirs publics cherchent, par le recours à des instruments économiques plutôt qu'à des normes, à rendre les effets des comportements environnementaux vertueux et proactifs de plus en plus visibles par l'envoi de signaux forts, incitant ainsi les entreprises à intégrer les enjeux environnementaux liés à leurs activités dans leurs dimensionnements stratégiques.

Les accords négociés, ainsi que les approches volontaires ont connu un essor considérable dans les années 90 et, en 1996, une étude de la Commission Européenne a recensé dans les 15 pays composant alors l'union européenne 300 accords reconnus par les pouvoirs publics [Bin-Fanchomme, 2005]. En France, citons l'AERES²⁷ qui a été créée en 2002 par 20 grandes entreprises françaises ayant pris des engagements volontaires de réduction de leurs émissions de gaz à effet de serre. Un autre exemple connu provient du lancement en 1992 du programme dit «Auto-oil », partenariat avec les industries automobiles pour réduire les émissions de CO₂ des voitures particulières, trois accords ayant été conclus avec des associations de constructeurs automobiles (européens, japonais et coréens) [Bin-Fanchomme, 2005]. Il est cependant à noter que l'OCDE [OCDE, 2003] conclut dans un rapport d'évaluation des approches volontaires que leur efficacité est souvent sujette à caution et que leur efficacité économique est souvent faible.

Il reste à noter que selon le problème environnemental considéré, la capacité d'administration politique, l'homogénéité de l'industrie cible ou encore l'acceptabilité sociale, le choix de la politique environnementale adéquate peut différer²⁸.

Le choix d'une politique environnementale nécessite l'estimation du coût supporté par la société pour atteindre un objectif de préservation de l'environnement. A cela vient s'ajouter la nécessité de quantifier les bénéfices induits par les améliorations environnementales générées, ce qui se traduit par l'évaluation et la prise en compte de la valeur associée à des biens environnementaux. Nous nous penchons plus précisément sur ce point dans la partie suivante.

1.5 L'Analyse Coût-Bénéfice et l'estimation de la valeur des biens environnementaux

1.5.1 Présentation de l'Analyse Coût-Bénéfice

1.5.1.1 Les applications

L'Analyse Coût-Bénéfice (ACB) est généralement utilisée pour l'analyse *ex ante* de prises de décision. Bien évidemment, les analyses *ex post* sont également d'une grande utilité lorsqu'il

²⁷ Le 10 juillet 2003, les engagements de 24 sociétés de l'Association des Entreprises pour la Réductions de l'Effet de Serre ont été officiellement présentés aux ministres de l'Environnement et de l'Industrie en exercice

²⁸ La « méthode d'évaluation des politiques environnementales » de l'association EPE (Entreprises pour l'Environnement) permet de mieux cerner les paramètres influant sur l'adéquation entre problème environnemental et politique à mettre en œuvre [EPE, 2002].

s'agit d'avoir un retour sur les actions déjà réalisées. L'ACB est tout particulièrement applicable aux politiques publiques, l'objectif étant alors de maximiser le bien être social.

L'ACB appliquée aux décisions publiques est née dans les années 1930²⁹ aux Etats-Unis, où elle connut un essor considérable dans les années 50 et 60. En Europe et en France, l'ACB fut également utilisée à cette période dans un objectif de rationalisation des choix budgétaires³⁰. Dans les années 1970, ce mouvement de rationalisation s'est cependant ralenti dans certains pays, notamment en France, où elle n'est presque plus utilisée. L'ACB reste à ce jour principalement développée en Amérique du Nord, en Angleterre et dans les pays scandinaves. Aujourd'hui, la loi américaine impose que toute politique de régulation dont les impacts sont significatifs soit évaluée par une ACB [Treich, 2005]. La Commission Européenne a cependant lancé en 2002 une procédure d'analyse d'impact, revue en 2005 [EC, 2005], dans le but d'améliorer la qualité et la cohérence de ses politiques. Sous cette dénomination se cache en fait une procédure d'Analyse Coût-Bénéfice visant à évaluer différentes alternatives réglementaires selon des critères d'efficacité économique, d'atteinte des objectifs et de cohérence avec la politique générale de l'Union Européenne [Catina, 2006], ce qui laisse présager un regain dans l'utilisation de cette méthode.

1.5.1.2 Le principe de l'évaluation de monétaire

L'ACB repose sur un principe simple qui est la comparaison des coûts et bénéfices induits par une décision. Les bénéfices d'une politique environnementale peuvent par exemple être liés à une baisse de la pollution, à une baisse de l'incidence d'une maladie tandis que les dépenses peuvent inclure des coûts de dépollution, de changement de technologie ou de recherche d'un substitut à un produit reconnu toxique. La comparaison directe des coûts et des bénéfices impose donc l'utilisation d'une même unité qui est traditionnellement l'unité monétaire. L'objectif de l'ACB appliquée aux politiques publiques étant la maximisation du bien-être social, l'un des enjeux les plus importants est alors la traduction monétaire des impacts qu'ont les alternatives évaluées sur le bien-être d'individus. Les économistes ont dès lors développé des méthodes d'estimation du bien-être individuel notamment en liaison avec la valeur attribuée aux biens environnementaux non marchands (air pur, environnement sain, etc.) en s'appuyant notamment sur la notion de satisfaction de leurs préférences.

1.5.2 Les valeurs de l'environnement

Il convient en premier lieu de définir les différentes valeurs pouvant être attachées à l'environnement. En effet, contrairement à un bien marchand ou à un bien privé dont la valeur transparaît sur le marché à travers la rencontre de l'offre et de la demande, la seule valeur d'usage ne suffit pas. Les valeurs économiques de l'environnement peuvent être classées dans différentes catégories résumées dans le tableau suivant (**Tableau 1**).

²⁹ L'ACB fut alors utilisée pour l'évaluation d'importants travaux sur le contrôle des eaux et des inondations aux Etats-Unis.

³⁰ Pour la construction d'aéroport (Londres et Nice), le tracé d'autoroutes (l'A86 à l'ouest de Paris) ou l'élaboration de politiques de santé (périnatalité).

	Présente	Future	
		Pour l'individu	Pour les générations futures
Usage	Valeur d'usage	Valeur d'option	Valeur de legs
Non usage	Valeur d'existence		

Source : [Bougherara, 2004] adapté de Bontems et Rotillon (1998)³¹

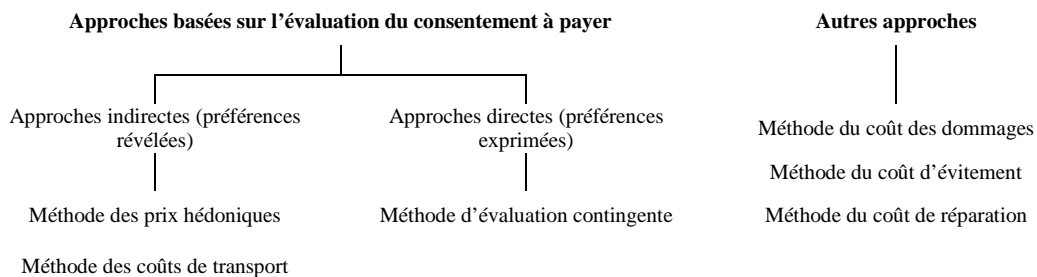
Tableau 1 – Les valeurs de l'environnement

La valeur d'usage découle de l'utilisation directe de l'environnement (par exemple une ressource naturelle). La valeur d'option provient du désir de pouvoir profiter de ce bien environnemental dans le futur. La valeur d'existence découle, quant à elle, du simple plaisir de savoir qu'un bien environnemental existe, sans se soucier de son éventuelle utilisation. Enfin, la valeur de legs s'exprime à travers le désir de l'individu de transmettre un environnement non dégradé aux générations futures [Khalifa, 2002].

1.5.3 Les méthodes d'évaluation des biens environnementaux

1.5.3.1 Revue générale des méthodes

En ce qui concerne l'évaluation de la valeur des biens environnementaux, le concept adéquat est celui du consentement à payer car il reflète les préférences individuelles. Il existe deux méthodes principales pour mesurer le consentement à payer ; la méthode des préférences révélées et la méthode des préférences exprimées. Enfin, il est également possible d'utiliser une autre méthode qui ne s'appuie pas sur les préférences des individus mais sur l'estimation du coût des dommages engendrés par exemple par une pollution. Le schéma suivant présente les différentes méthodes d'évaluation économique de l'environnement (Figure 3)



Adapté de [Bougherara, 2004] et [Khalifa, 2002]

Figure 3 – les méthodes d'évaluation économique de l'environnement

Les méthodes des préférences sont essentiellement basées sur le marché. Elles ne permettent donc pas de mesurer d'autres valeurs que la valeur d'usage.

³¹ Bontems, P., Rotillon, G., Economie de l'environnement, Collection Repères, Editions la Découverte, 118p, 1998.

1.5.3.2 Précisions sur les méthodes

La méthode des prix hédoniques a principalement été utilisée sur les marchés de l'immobilier et du travail. L'idée est que lorsqu'un individu achète un bien immobilier ou accepte un travail, il acquiert un panier comprenant différents biens avec, entre autres, des caractéristiques environnementales ou de risques. Des analyses statistiques et économétriques permettent d'établir l'influence de la qualité environnementale ou de la variation du risque sur la valeur économique mesurée (prix ou salaires) et ainsi de déterminer la somme que les individus sont prêts à payer pour améliorer la qualité de l'environnement dans lequel ils vivent ou pour diminuer le risque auquel ils sont soumis dans leur travail. [Khalifa, 2002]

La méthode des coûts de transport a depuis longtemps été utilisée pour évaluer les bénéfices des sites naturels de loisirs. Les individus étant en effet disposés à supporter des coûts pour visiter un parc ou une région, l'hypothèse réalisée est que ces coûts représentent la valeur minimale des avantages que les individus retirent des caractéristiques de sites naturels [Bougherara, 2004].

La Méthode d'Evaluation Contingente consiste à inférer directement des consentements à payer pour une amélioration de la qualité environnementale (ou par exemple pour la préservation d'une ressource naturelle ou d'une espèce animale) à partir de réponses à des enquêtes ou à des questionnaires [Treich, 2005].

La méthode du coût des dommages vise à quantifier les changements effectifs dus à une modification environnementale et d'appliquer par la suite une valeur monétaire aux dommages physiques. L'un des exemples classiques est celui de la détérioration d'une production agricole par une pollution, la valeur monétaire choisie pouvant alors être le prix auquel aurait été vendue la récolte [Khalifa, 2002]. D'autres méthodes consistent à estimer le coût qu'il serait nécessaire de supporter pour éviter la pollution (coût d'évitement), ou encore, le coût qu'engendrerait une remise en état (coût de réparation) d'un site.

Nous ne nous attachons pas spécifiquement à présenter les avantages et inconvénients des différentes méthodes. Il faut cependant garder à l'esprit que celles-ci peuvent comporter des biais importants.

1.5.4 La prise en compte du temps

1.5.4.1 L'actualisation des valeurs futures

Un point d'importance à considérer dans la mise en œuvre d'une ACB est la prise en compte du temps. En effet, nous avons pour l'instant considéré les techniques d'évaluation appliquées à l'environnement indépendamment du critère temporel. Or, lorsqu'il s'agit d'évaluer des politiques environnementales, il est clair que les effets peuvent apparaître à différentes échéances. Comment ceux-ci doivent ils être pris en compte dans une Analyse Coût-Bénéfice ?

Pour simplifier, l'approche économique dominante sur le sujet consiste à considérer que les coûts et bénéfices qui surviennent loin dans le temps ne possèdent pas la même valeur que ceux qui surviennent aujourd'hui. Deux raisons principales permettent d'expliquer cela. En premier lieu, les agents économiques ont une préférence pour les consommations présentes, d'une part parce qu'ils ont une durée de vie limitée et d'autre part parce qu'ils ne sont pas forcément disposés à faire des sacrifices aujourd'hui. Deuxièmement, la productivité du capital implique qu'une somme d'argent aujourd'hui a plus de valeur que la même somme dans une période donnée puisqu'elle peut être durant ce temps investie, ce qui permet d'augmenter le capital de départ. Dans les calculs économiques la prise en compte du temps se traduit par l'utilisation d'un taux d'actualisation également nommé taux d'escompte. Si les coûts et bénéfices induits par un projet au cours du temps, sont respectivement notés, C_t et B_t , la valeur actualisée VA du projet sera égale au cumul des différences entre bénéfices et coûts pour chaque année, actualisé au temps présent ($t=1$) par l'intermédiaire du taux d'actualisation (Équation 1).

$$VA = \sum_t (B_t - C_t) \cdot \frac{1}{(1+r)^{t-1}}$$

Équation 1 – principe d'actualisation des valeurs monétaires futures

Escompter le futur revient à prendre $r > 0$. En pratique, les taux de référence pour les économistes sont les taux de marchés, souvent de l'ordre de 7 à 8 % par an. Cependant, l'effet exponentiel peut dépasser l'entendement et comme le signale Treich [Treich, 2005], le PIB français actuel escompté à 8% pendant 200 ans vaudrait à peine le prix d'une maison aujourd'hui. Il est de plus extrêmement difficile de conjecturer de la croissance économique à long terme, par exemple à 100 ans.

1.5.4.2 Les problèmes et limites de l'actualisation

Sur le long terme la question de l'altruisme vis-à-vis des générations futures se pose également. Il est ainsi clairement faux de considérer que les citoyens sont indifférents au bien-être des générations futures, puisque le bien-être de leurs enfants compte, tout comme celui des enfants de leurs enfants. D'un autre côté, il y a du sens à penser que pour les individus composant aujourd'hui la société, le bien-être de la génération présente compte plus que celui d'une génération dans un futur très éloigné. L'altruisme envers les générations futures est dès lors limité et il est extrêmement difficile de concevoir une prise en compte exactement égale de toutes les générations futures. En outre, un autre raisonnement consiste à considérer que si le rendement d'un projet ne résiste pas à l'application du taux du marché, alors le meilleur service que l'on peut rendre aux générations futures est d'abandonner le projet et d'investir au taux du marché [Treich, 2005]. Ce raisonnement a évidemment des limites lorsqu'il s'agit d'actions irréversibles par exemple liées à la consommation de ressources non renouvelables. Les pratiques actuelles pour les ACB consistent à appliquer des taux de marché 7-8 % pour les projets de court terme, des taux autour de 3-4 % à moyen terme (30-50 ans) et des taux proches de 1% voire 0.5% pour le très long terme (plus de 200 ans) [Treich, 2005].

Pour terminer, nous signalons sans pour autant nous attarder sur ce point, que la notion d'équité, qui est fondamentale lorsqu'il est question de politiques publiques, peut amener à choisir une alternative qui n'est pas la plus efficace.

Ces réflexions relatives à la prise en compte du temps dans les Analyses Coût-Bénéfice, tout comme la naissance de la valeur de legs pour les biens environnementaux ou l'intégration de critères d'équité intergénérationnelle, traduisent un changement sociétal exprimé par les préférences des individus relativement à la nécessité de considérer le futur différemment dans les prises de décisions d'aujourd'hui. Ceci nous amène tout naturellement à présenter le concept de développement durable.

1.6 Le développement durable comme nouveau paradigme réconciliateur de l'économie et de l'environnement ?

1.6.1 Naissance et définition du concept de développement durable

Comme nous l'avons vu, l'environnement, tout comme l'économie, ne sont plus considérés de manière indépendante. Du point de vue de la société dans son ensemble, lors du dimensionnement d'une politique environnementale, le bien être doit être amélioré globalement ce qui, pour simplifier, revient à apporter un bénéfice (par exemple, la suppression d'un polluant qui rend un milieu plus propre) au moins égal au coût engendré (coût de mise en place, impact sur la compétitivité et les emplois, etc.).

Cette approche, qui consiste à prendre en compte les interactions entre les valeurs économiques, environnementales et sociales d'une nation ou d'une organisation, transparaît à travers la notion de développement durable.

Le concept de développement durable est relativement récent et la signification qui lui est associée fait encore de nos jours l'objet de débats. Il est cependant possible de proposer une définition qui est communément et majoritairement acceptée, notamment par les instances internationales. Il faut alors parler de développement durable au sens « onusien » du terme. C'est en effet, au sein des Nations Unies que le processus de caractérisation et de définition du concept fut initié. Historiquement, c'est en 1980, lors du lancement au sein du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) de la SMC (Stratégie Mondiale de Conservation) [IUCN, 1980] que le terme fut pour la première fois employé au sens entendu aujourd'hui. C'est en 1987, qu'une définition fit l'objet d'un large consensus : le concept fut en effet formalisé au sein du rapport « Brundtland » [UN, 1987], suite à la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (ONU).

Il s'agit dès lors d'un développement « *qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs*³² » [UN, 1987].

³² Traduction proposée pour : « *make a development sustainable to ensure that it meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs* ».

Le développement durable est alors encore vu comme ayant pour but de réconcilier développement et respect de la nature. A la prise en compte des interactions entre économie et environnement, viennent finalement s'ajouter celles liées aux aspects sociaux du développement. Il est à noter que, plus globalement, le développement durable est composé de cinq volets : le volet économique, le volet environnemental, le volet social, le volet spatial et le volet culturel.

1.6.2 Le développement durable comme nouveau paradigme ?

1.6.2.1 La notion de paradigme

Avant de chercher à répondre à cette question, il est nécessaire de s'attacher à définir le terme « *paradigme* », mais surtout d'identifier ce qu'implique un changement de paradigme.

Le Larousse définit cette notion comme « *les croyances les plus souvent implicites sur le fond desquelles les chercheurs élaborent leurs hypothèses, leurs théories, et plus généralement définissent leurs objectifs et leurs méthodes* ».

Un changement de paradigme peut s'expliquer de deux manières. Une première approche est basée sur une approche conflictuelle nécessitant une rupture (Kuhn, 1972)³³, la seconde est plutôt dialectique et permet la coexistence, voire la continuité de deux paradigmes (Stockdale, 1982)³⁴ [Plüss, 2000].

1.6.2.2 Le manque de théorisation du développement durable

L'analyse que nous avons effectuée, présentant notamment comment la problématique environnementale fut formulée par la société puis intégrée dans les théories économiques, permet au minimum d'affirmer que le développement durable pour notre société ne peut être mené à bien sans un changement culturel. Il apparaît en effet que le dimensionnement des politiques environnementales est basé sur des principes découlant de l'économie de l'environnement en tant que chapitre de l'économie néoclassique. Or, le développement durable nécessite la formulation d'une fonction de bien-être intertemporel différente de celles des néoclassiques qui conduit à la maximisation de la valeur actualisée, ce qui est à très long terme incompatible avec le développement durable. Il reste que l'économie de l'environnement contribue à l'efficacité et qu'ainsi elle est utile pour atteindre les objectifs environnementaux du développement durable [Crabbé, 1997], ceci étant suffisant mais non nécessaire.

L'objectif, pour rendre les politiques durables, est de réussir à maintenir indéfiniment la valeur des différents types de capitaux que sont le capital physique, le capital humain, le capital naturel et le capital social en plus du capital financier³⁵. Il reste qu'aucune théorie satisfaisante

³³ Kuhn, T. S., *La Structure des Révolutions Scientifiques*, Flammarion, Paris, 1972.

³⁴ Stockdale, J. D., *Changing Realities and Perspectives in International Development*, *International Journal of Contemporary Sociology*, Vol.26, No.3-4, pp.159-174, 1982.

³⁵ Le capital humain représente les aptitudes, les connaissances et la capacité de travailler.

Le capital physique est caractérisé par les équipements et infrastructures qui sont utilisés pour appuyer les moyens d'existence.

Le capital social fait allusion aux réseaux d'influence et aux relations tant formelles qu'informelles qui existent.

Le capital naturel fait référence aux ressources naturelles à partir desquelles émanent des gains pour les individus.

n'a aujourd'hui été formulée dans cet objectif : l'économie néoclassique est toujours à la recherche d'un critère qui accordera un poids égal au présent et à l'avenir très lointain et aucune définition claire de la fonction de bien-être durable intergénérationnel n'a encore été donnée aujourd'hui [Crabbé, 1997].

Nous pouvons donc considérer que nous sommes dans une phase de transition, entre une situation de domination paradigmatique et une situation de relatif vide. Les paradigmes sont remplacés par une orientation générale permettant la négociation entre une grande quantité d'acteurs à la recherche de solutions momentanées et spécifiques. En aucun cas, une rupture vers un nouveau paradigme qui serait celui du développement durable n'est aujourd'hui effective et nous considérons le développement durable comme une idéologie, un concept, ou une orientation générale constituant un cadre d'orientation pour les négociations politiques.

1.7 Conclusions

La prise en compte de la dégradation environnementale fut en premier lieu effectuée indépendamment des théories économiques. Les premières politiques dimensionnées par les pouvoirs publics ont d'ailleurs été basées sur des approches réglementaires visant à garantir un niveau de protection de l'environnement, en tant que milieu de vie des espèces vivantes satisfaisant pour l'homme. Cette démarche était clairement basée sur une vision anthropocentrique de la société.

Par la suite, les pouvoirs publics instaurèrent de plus en plus fréquemment des instruments de deuxième génération issus des théories économiques (taxes, subventions, permis d'émission), avec pour objectif principal l'atteinte au coût le plus faible possible d'un niveau de préservation choisi. Cette approche reste cependant ancrée dans une vision anthropocentrique où l'acceptation de la pollution est justifiée lorsque le coût de contrôle des risques environnementaux est fort supérieur au gain environnemental obtenu.

Ce dernier point fut à l'origine de l'apparition de la nécessité de quantifier économiquement les coûts des actions de préservation de l'environnement mais surtout des bénéfices induits par ces dernières. Différentes valeurs furent dès lors attachées aux biens environnementaux et la prise en compte dans une Analyse Coût-Bénéfice appliquée à une politique environnementale de valeurs telles que celles d'existence ou de legs fit glisser l'approche réglementaire vers une vision éco-centrique de la société. Cependant l'évaluation de ces valeurs attribuées à la nature étant basée sur les préférences exprimées par la société humaine, il est également possible de considérer qu'une telle démarche reste inscrite dans une vision anthropocentrique où comme nous l'avons vu précédemment « la protection de l'environnement est un objectif éthique, et non économique, prenant en compte des valeurs publiques choisies collectivement ».

Le capital financier constitue les ressources dont les individus disposent pour mettre en oeuvre des stratégies en vue d'améliorer leurs moyens d'existence.

CHAPITRE 1

Le basculement à une vision se rapprochant de la vision éco-centrique ou de l'économie écologique nécessitant d'une part la prise en compte des différentes formes de capitaux composant la société et d'autre part le développement d'analyses intergénérationnelles n'est en outre pas effectif. Ainsi comme nous l'avons vu, la formulation du concept de développement durable n'a pas encore été accompagnée d'un changement de paradigme auquel des théories solides et clairement établies seraient rattachées.

Même si, comme nous le verrons plus loin, les marchés favorisent en douceur un changement dans la contribution à un développement durable, les pouvoirs publiques doivent jouer un rôle important et contribuer à la traduction d'une nouvelle idéologie politique en action. Les gouvernements doivent donc encore accroître les incitations qui convaincront l'industrie que la préservation environnementale est rentable.

Les évolutions que nous avons décrites dans cette première partie (mise en œuvre d'instruments économiques, association de nouvelles formes de valeurs aux biens environnementaux, etc.) traduisent tout de même le fait que les pouvoirs publics cherchent à établir des signaux forts, perceptibles et aisément mesurables par les agents économiques. L'objectif est, à travers ces signaux, d'inciter à une évolution des comportements, notamment industriels, afin que l'environnement soit intégré dans les stratégies des entreprises comme un enjeu qu'il faut manager proactivement dans un intérêt de développement économique.

Nous allons dans la partie suivante, décrire comment l'environnement est aujourd'hui intégré dans les stratégies des entreprises industrielles.

Partie 2 – Le comportement de protection de l’environnement des entreprises industrielles : de la conformité réglementaire à l’anticipation stratégique

Nous considérons en premier lieu comment l’évolution des exigences environnementales de la société est à l’origine du développement de différentes activités au sein des entreprises.

2.1 L’évolution des activités environnementales des entreprises

Comme nous l’avons déjà vu, l’attention croissante portée aux questions environnementales est principalement issue de craintes initialement exprimées par les scientifiques. Il faut cependant noter que la prise de conscience et l’appropriation par la société dans son ensemble des problématiques environnementales furent relativement tardives. Ainsi, les premières contestations par l’opinion publique, des effets les plus visibles de certaines pollutions locales, n’apparurent réellement qu’au début des années 70. Par la suite, les deux crises pétrolières de 1973 et 1979 remirent en cause la légitimité des consommations insouciantes de ressources naturelles. Enfin, les accidents technologiques qualifiés de majeurs³⁶ qui eurent lieu à la fin des années 70 et durant la décennie suivante firent des risques industriels un sujet de société majeur. Il faut souligner que les médias ont joué, en relayant ces informations, un rôle fondamental dans la prise de conscience générale vis-à-vis de l’environnement [Janin, 2000].

Du fait des évolutions des préoccupations et demandes de la société, et de leur traduction pour les entreprises par l’apparition de nombreuses réglementations environnementales à respecter, les interfaces entre entreprises et environnement se sont profondément transformées.

2.1.1 L’évolution des réponses industrielles à celle des problématiques environnementales

Le premier texte réglementaire associé à la notion d’environnement est l’ordonnance de Jean Batiste Colbert (1669) visant à rationaliser la gestion des forêts. La prise en compte des nuisances industrielles dans la réglementation française est toutefois plus récente. Il faut ainsi remonter au décret impérial du 15 octobre 1810 relatif aux manufactures et ateliers insalubres, incommodes ou dangereux, pour trouver la première trace d’une réglementation environnementale. L’objectif était alors de protéger la population des nuisances olfactives. La loi du 19 décembre 1917 relative aux établissements dangereux et insalubres, organisant l’inspection des installations classées, instaura par la suite les premières démarches de contrôle des impacts des entreprises sur l’environnement [Gondran, 2001]. Cependant, le véritable élan

³⁶ Seveso, 1976 : accident d’une usine chimique au Nord de l’Italie.
Three-Miles-Island, 1979 : accident sur un réacteur nucléaire au Etats- Unis.
Bhopal, 1984 : Accident survenu dans une filiale du groupe Union Carbide en Inde.
Tchernobyl, 1986 : Accident dans un site nucléaire en Ukraine.
Sandoz-Bâle, 1987 : Pollution majeur du Rhin suite à l’incendie d’une usine pharmaceutique.

de prise de conscience environnementale ne s'est généralisé en France que vers les années 60 (Boullet, 91)³⁷. L'évolution fut ensuite rapide.

Chapuy [Chapuy, 2003] distingue au cours des quarante dernières années, quatre étapes clés dans l'évolution des réponses que les entreprises apportent aux problématiques environnementales. Ces dernières ne doivent toutefois pas être perçues comme des évolutions systématiques applicables à chaque entreprise.

2.1.1.1 L'étape d'antipollution

Au cours de la première étape, nommée étape d'« *antipollution* », les exigences environnementales se sont principalement traduites par la mise en œuvre de grandes politiques publiques visant à réduire localement les rejets industriels de polluants dangereux afin d'améliorer l'environnement et de diminuer les risques pour la santé humaine. Les lois sur l'eau³⁸ et sur l'air³⁹ qui se sont attaquées aux polluants⁴⁰ majeurs en sont les principaux piliers. Nous situons cette étape entre le début des années 60 et le milieu des années 70.

Les entreprises les plus concernées furent celles des grands secteurs de la production industrielle⁴¹. Ces dernières mirent en œuvre des technologies de réduction des pollutions de type « *end of pipe* » aussi appelées « *en bout de chaîne* », qui visent à traiter la pollution une fois cette dernière générée [Chapuy, 2003].

2.1.1.2 L'étape de prévention

La seconde étape, qui survint après les chocs pétroliers de 73 et 79, découle d'une période marquée par la volonté de prolongement des efforts d'antipollution. L'élargissement des politiques publiques à la gestion des ressources non renouvelables entraîna la naissance d'une démarche globale visant à l'anticipation des problématiques. Cette étape est appelée par Chapuy étape de « *prévention* ». Les politiques, notamment d'économie d'énergie ou des matières transcrivaient alors le souci de faire évoluer les techniques de production, les modes de consommations ou encore de conception des produits. L'idée introduite était alors d'éviter de polluer afin de ne pas avoir à dépolluer.

Au niveau européen, la directive IPPC⁴² (*Integrated Pollution Prevention and Control*) va dans ce sens et vise à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution, en se basant sur la notion de Meilleures Techniques Disponibles (*MTD ou BAT : Best Available Techniques*).

³⁷ Boullet, D., *Entreprises et environnement en France de 1960 à 1990 : des chemins pour une prise de conscience*, Mémoire de DEA d'histoire, Université Paris X, Nanterre, 55 p, 1991.

³⁸ Loi cadre du 16 décembre 1964, relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution crée les six agences de bassin pour gérer les problèmes de l'eau en France.

³⁹ Loi cadre du 2 août 1961 pose les principes de la réglementation sur la pollution atmosphérique est complétée par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 ; couramment appelée Nouvelle loi sur l'Air, LAURE ou encore loi Lepage

⁴⁰ Parmi ceux-ci, nous pouvons citer les rejets atmosphériques de SO₂ et de NO_x, ainsi que les polluants chimiques et organiques des cours d'eau.

⁴¹ Industries chimiques, pâtes à papier, traitement de surface, énergie, etc.

⁴² Directive 96/61/EC concernant la prévention et la réduction intégrée de la pollution (IPPC).

Dans les entreprises se développa en parallèle la notion de « *technologies propres* » que nous définirons plus précisément par la suite (2.1.2.3 – p50). L'apparition d'une concurrence entre firmes sur les caractéristiques de produits de grande consommation, tels que les lessives, engendra la création de nouveaux processus de conception des produits intégrant les exigences environnementales, non plus seulement en phase de fabrication, mais « *du berceau à la tombe* », sur l'ensemble de leur cycle de vie [Chapuy, 2003], [Janin, 2000]. La stratégie IPP⁴³ (*Integrated product policy*) symbolise cette volonté au niveau Européen.

2.1.1.3 L'étape d'intégration

La montée en puissance dans le courant des années 1980 des préoccupations écologiques fut relayée par les pouvoirs publics par une volonté de prendre en compte systématiquement et le plus en amont possible les objectifs de préservation de l'environnement. Cette phase d'« *intégration* » de l'environnement dans tous les programmes des politiques publiques et des projets privés généra une remise en cause de la mesure uniquement économique du développement.

Les entreprises et plus particulièrement les grandes firmes commencèrent alors à développer des stratégies environnementales élargies et la création de directions de l'environnement en fut le signe révélateur. Par la suite, les démarches de certification qualité se virent complétées par des certifications environnementales qui traduisent alors la volonté de démontrer aux partenaires, aux clients, aux consommateurs et plus généralement au public composé des citoyens, que l'entreprise intègre le paramètre environnement dans son management quotidien.

2.1.1.4 L'étape du développement durable

Pour finir la quatrième étape, dont l'avènement se fit lors de la conférence de Rio en 1992⁴⁴, est appelée par Chapuy étape du « *développement durable* ». Comme nous l'avons déjà noté dans la partie précédente l'objectif fut dès lors de ne plus simplement intégrer l'environnement dans la dynamique du développement économique, mais de repenser le développement en prenant en compte conjointement développement économique, développement social, préservation de l'environnement ce, dans une optique de long terme.

Pour les entreprises la question de la pertinence du développement quantitatif au bénéfice d'un développement qualitatif, social et environnemental se pose alors. Une dimension politique forte émerge et la notion de responsabilité et de gouvernance d'entreprise qui doit permettre d'arbitrer entre des dimensions difficilement comparables apparaît. Nous définissons ces deux concepts plus loin (2.5.1 – p59).

⁴³ Communication de la commission au conseil et au parlement européen sur la Politique intégrée des produits, COM(2003) 302.

⁴⁴ La notion de développement durable fut institutionnalisée par la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED), aussi appelée « sommet de la terre », qui s'est tenue à Rio de Janeiro du 3 au 14 juin 1992, et a réuni les représentants de 178 pays.

2.1.1.5 Synthèse

Ces étapes témoignent du rôle de plus en plus proactif joué par les entreprises. Les évolutions réglementaires qui furent historiquement accueillies comme des contraintes auxquelles les entreprises s'opposaient⁴⁵ ne furent par la suite plus systématiquement hostilement accueillies. Les surcoûts induits par des politiques environnementales peuvent notamment être acceptés si la distorsion à la concurrence générée n'est pas trop importante et si le marché n'est pas dégradé⁴⁶. Enfin, les industries se servent parfois des réglementations lorsque ces dernières peuvent leur apporter un avantage concurrentiel. Certaines contribuent même par des stratégies proactives de « lobbying », à l'évolution des réglementations pour créer cet avantage.

Il est à noter que la description de l'évolution temporelle de la prise en compte de l'environnement par les entreprises est reprise par la plupart des auteurs ayant traité du sujet (Khalifa, 1998)⁴⁷, (Charter et al, 1999)⁴⁸, (Jolly, 1993)⁴⁹, [Janin, 2000], [Bellini, 97]. Les quatre étapes distinguées ici, qui sont issues d'une observation du cas spécifique de la France, sont de plus, représentatives de l'évolution constatée dans tous les pays occidentaux [WBCSD, 2000]⁵⁰.

Le schéma suivant résume l'évolution de la prise en compte de l'environnement par les entreprises, en relation avec celle des contraintes issues des préoccupations de la société (Figure 4).

⁴⁵ Chapuy [Chapuy, 2003] témoigne d'une opposition aux réglementations de la part des entreprises, indépendamment du type d'instruments mis en œuvre (réglementaires ou économiques).

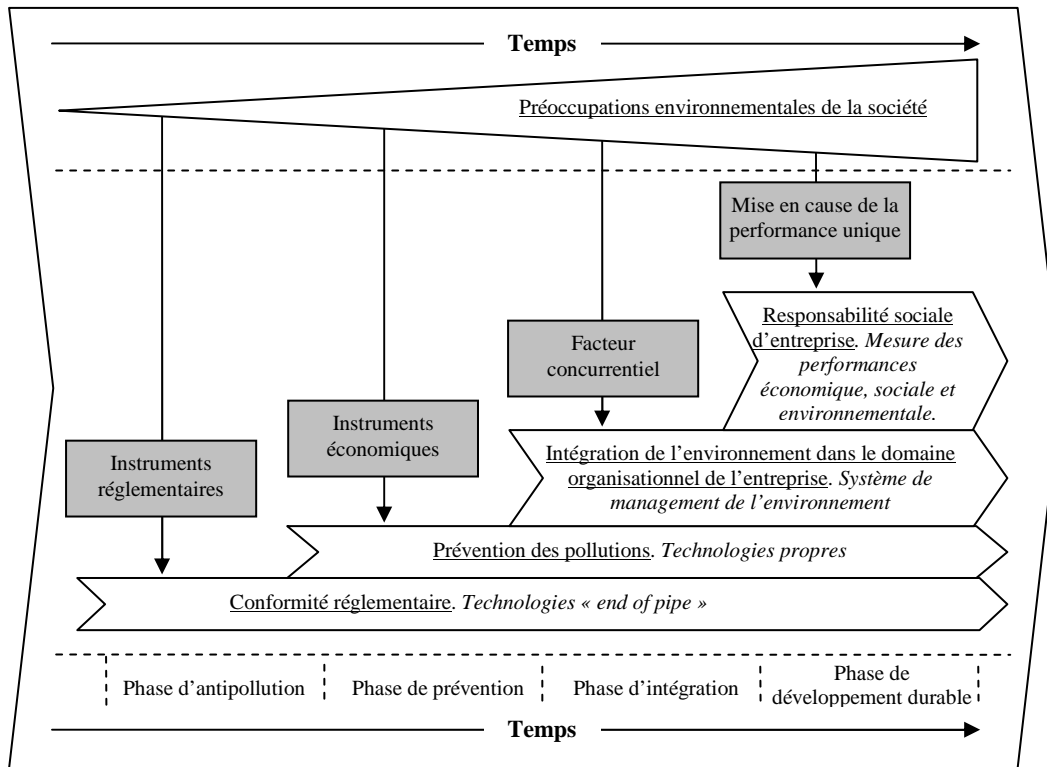
⁴⁶ Pour cela, l'entreprise peut parfois répercuter les surcoûts sur le client final ou les compenser par l'innovation.

⁴⁷ Khalifa, K., La prise en compte de l'environnement dans l'industrie, Instantanées techniques, pp 37-44, 1998.

⁴⁸ Charter, M., Belmane, I., Integrated Product Policy and eco-product development, The journal of sustainable design, Vol 10, pp 17-29, 1999.

⁴⁹ Jolly, D., Management de l'environnement : le cas de Rhône-Poulenc, Direction et Gestion des Entreprises, n°144, 1993.

⁵⁰ Le Word Business Council for Sustainable Development est un réseau regroupant plus de 180 entreprises engagées dans le développement durable par le biais de la croissance économique, l'équilibre écologique et le progrès social. Les missions du WBCSD sont d'encourager le rôle prééminent des entreprises dans le changement vers une meilleure prise en compte du développement durable pour soutenir la croissance (Source : <http://www.wbcsd.org>).



Adapté de [WBCSD, 2000] et [Chapuy, 2003]

Figure 4 – La route vers le développement durable et la responsabilité d'entreprise

Il convient dès lors de préciser les activités environnementales des entreprises, que nous avons évoquées dans cette partie.

2.1.2 Les activités environnementales des entreprises

Nous considérons dans notre description des activités environnementales des entreprises industrielles, deux principales approches qui sont d'une part l'organisation du processus industriel et d'autre part la gestion du produit.

2.1.2.1 Le management de l'environnement

L'une des activités qui, dans le cadre de la gestion des sites industriels, s'est rapidement répandue dans les années 1990 [Watson et Emery, 2004], est le « *management environnemental* »⁵¹. C'est une démarche volontaire de l'entreprise permettant de mettre en cohérence toutes les actions environnementales et de les inscrire dans une dynamique d'amélioration continue et progressive. Les entreprises doivent pour cela mettre en œuvre des tableaux de bords permettant le suivi des actions menées et de leurs résultats [Dupraze-Lagarde et al., 2004]. Les objectifs de la mise en œuvre d'un SME (Système de Management Environnemental) peuvent être multiples mais d'une manière générale l'organisation vise en premier lieu à répondre aux attentes des diverses parties prenantes (2.3.1.2 – p51).

⁵¹ Aujourd'hui deux systèmes coexistent : les normes ISO14001 de l'International Standardisation Organisation et EMAS de la Communauté Européenne.

2.1.2.2 Les technologies « end of pipe »

Nous souhaitons ensuite brièvement présenter les procédés de traitement des pollutions (en anglais l'expression « *pollution control* » est utilisée) principalement issus de l'obligation de respecter des valeurs limites d'émissions. Ces technologies « *end of pipe* » traitent les pollutions, une fois celles-ci générées, avant rejet ou traitement supplémentaire. Navarro [Navarro, 93] distingue quatre grands types de technologies de traitement des pollutions. Les traitements mécaniques qui s'appliquent aux rejets atmosphériques et liquides (filtre, etc.), les traitements chimiques et physico-chimiques, les procédés thermiques et les procédés biologiques.

Il est à noter que les technologies « *end of pipe* », bien qu'incontournables pour limiter les impacts sur le milieu naturel et la santé humaine, présentent des désavantages. En premier lieu, le cloisonnement à un seul type d'impact induit généralement des transferts de pollution⁵². Ces technologies coûtent également de plus en plus cher, en terme de fonctionnement d'une part et en terme de traitement des déchets générés d'autre part. Enfin, les traitements en bout de chaîne encouragent à une certaine « *paresse technologique* » [Gondran, 2001].

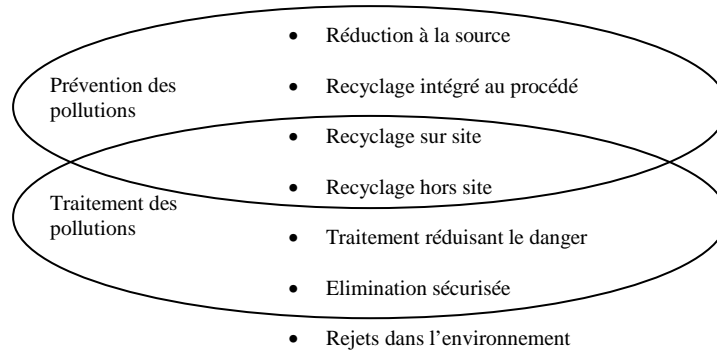
2.1.2.3 Les technologies propres et la prévention des pollutions

Cela nous amène à aborder le concept de « *technologies propres* ». Nous choisissons de définir ce type de technologies en liaison avec les concepts de « *prévention des pollutions* » et de « *réduction à la source* ». Il reste que la littérature propose plusieurs définitions pour l'expression « *prévention des pollutions* » [Cagno et al., 2005]. La différence se fait généralement sur l'inclusion ou non dans celle-ci de différentes stratégies de gestion des rejets et déchets. La définition initiale formulée aux Etats-Unis dans le « *pollution prevention act* » [US Congress, 1990] fournit une hiérarchisation des stratégies relatives à la gestion des pollutions : réduction à la source, recyclage intégré au procédé, recyclage sur site, recyclage hors site, traitement réduisant le danger, élimination sécurisée et rejets dans l'environnement

Comme le précise Cagno et al. [Cagno et al., 2005], en dépit du fait que le concept existe depuis plus de 20 ans, le positionnement de la frontière séparant activités de prévention et de traitement (« *control* ») des pollutions n'est pas identique à tous les auteurs. Le schéma suivant (Figure 5) montre que des activités considérées comme étant de prévention des pollutions pour les uns, sont qualifiées de traitement des pollutions par les autres.

⁵² Les traitements des émissions atmosphériques peuvent générer au niveau des filtres des déchets solides toxiques, tout comme l'utilisation de laveur par eau pulvérisée implique la création d'effluents liquides.

CHAPITRE 1



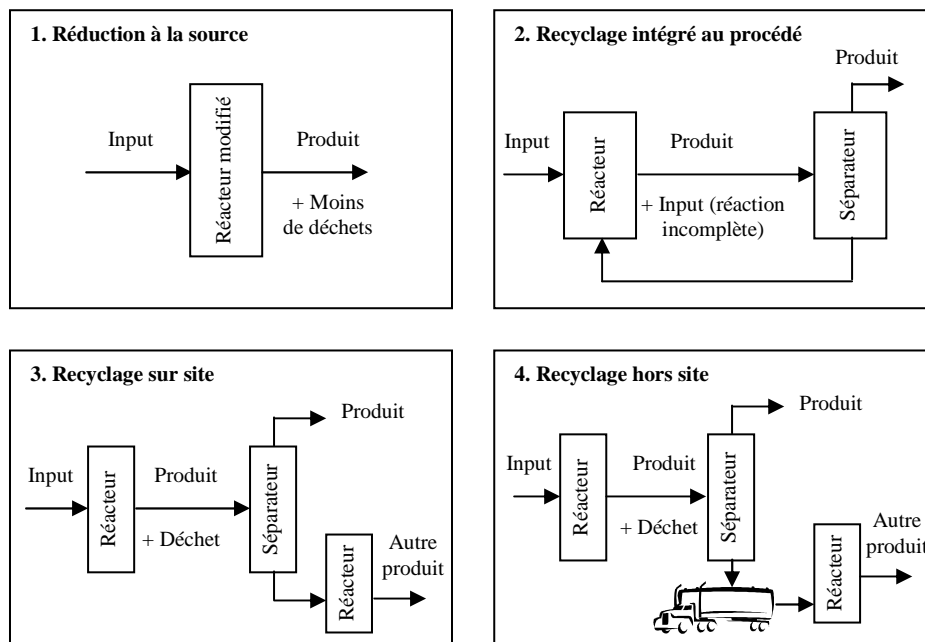
Source : [Cagno et al., 2005]

Figure 5 – Positionnement de la frontière entre prévention des pollutions et traitement des pollutions selon les différents auteurs

Nous faisons donc face à deux définitions du concept de prévention des pollutions, l'une restrictive n'y incluant que la réduction à la source et le recyclage intégré au procédé et l'autre, extensive, ajoutant les deux autres catégories de recyclage.

Il est à noter que le terme de « réduction à la source » fait référence à toute pratique qui « réduit la quantité de substances dangereuses ou polluantes, contenues dans les flux de déchets ou relâchées dans l'environnement, sous n'importe quelles formes, avant recyclage, traitement ou émission » ou qui « réduit le danger, pour la société et l'environnement, associé au rejet de certaines substances, polluants ou contaminants » [US Congress, 1990].

Pour terminer, nous précisons à travers une représentation des flux associés à un procédé chimique mettant en jeu un réacteur (Figure 6), les différences fondamentales qui existent entre la réduction à la source et les différentes formes de recyclage.



Source : Allen et Rosselot (1997)⁵³

Figure 6 – Hiérarchie des solutions de gestion des déchets appliquée à un réacteur simple

⁵³ Allen, D.T., Rosselot, K., Pollution Prevention for chemical processes: Wiley, 1997.

Les approches par le produit cherchent quant à elles à prendre en compte l'impact environnemental dès sa conception. Elles nécessitent de travailler sur l'ensemble du cycle de vie du produit depuis l'extraction des matières premières rentrant dans sa composition jusqu'à sa fin de vie. Ce type d'approche implique donc l'ensemble des entreprises intervenant dans la fabrication du produit et l'utilisation d'outils comme l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) au niveau du processus de conception, permet d'améliorer significativement les performances des produits dans de nombreux domaines (transport, énergie, matériaux, fin de vie, etc.). Nous ne nous attardons pas sur ces concepts car nous présenterons par la suite plus en détail les outils d'ACV (1.4.1.2 - p129).

Nous précisons à ce point que cette description des activités environnementales reste extrêmement simpliste et laisse de côté de nombreux aspects de la gestion environnementale que nous aborderons au fil de ce document (la gestion des risques, le management de la « *supply chain* », le reporting et la communication, la prise en compte des parties prenantes, le benchmarking, etc.).

Après avoir décrit les principales activités et démarches environnementales mises en œuvre par les entreprises industrielles, nous nous attachons à décrire les différents comportements de protection de l'environnement qui existent au sein de la sphère industrielle. Nous tenterons également dans cette partie de mettre en avant les facteurs influençant l'action environnementale.

2.2 La question des comportements écologiques d'entreprises

2.2.1 Différents comportements de protection de l'environnement

Comme nous l'avons vu, la montée en puissance des préoccupations environnementales a rendu incontournable la prise en compte de l'environnement dans le management des entreprises. Il reste cependant clair que les organisations ne développent pas toutes les mêmes stratégies relativement à cette problématique, ce qui induit des différences en terme de comportement. Nous nous demandons cependant s'il est possible de définir différentes catégories comportementales dans lesquelles les entreprises peuvent être classées.

2.2.1.1 L'étude de Dreschler

Drechsler [Drechsler, 2002], a effectué dans sa thèse de doctorat, une synthèse théorique et méthodologique des études concernant le comportement de protection de l'environnement des entreprises en général. Nous nous proposons de préciser, indépendamment des aspects méthodologiques déployés par les auteurs, les principaux résultats obtenus. Le tableau suivant (Tableau 2) présente les types de classifications stratégiques proposés par les principaux auteurs.

CHAPITRE 1

Etudes	Classification stratégique des comportements
Post (1979) ⁵⁴	Réactif - Proactif – Interactif
Pfohl et Wübbenhorst (1982) ⁵⁵	Passif ----- Actif
Freeze et Kloock (1989) ⁵⁶	Réactif----- Proactif
Petulla (1987) ⁵⁷	« Crisis oriented » - « Cost oriented » - « Enlightened »
Boiral et Jolly (1992) ⁵⁸	« En retard » ----- « En avance »
Reynaud (1997) ⁵⁹	Intégrateurs – Discrets – Suiveurs – Frileux – Ecrémeurs
Kirchgeorg (1990) ⁶⁰	Défensive et opposition – Défensive et se retirer – Efforts à l'intérieur de l'entreprise – Marché
Hunt et Auster (1990) ⁶¹	Débutant – Combattant du feu – Citoyen concerné - Pragmatique - Proactif

Source [Drechsler, 2002]

Tableau 2 – Résumé des études de classification des comportements environnementaux des entreprises

Drechsler précise qu'en dépit de l'utilisation de termes parfois identiques, les études sont généralement très différentes en terme de méthodes mises en œuvre.

Nous notons quelques unes des particularités mises en avant par certaines études. Post, ainsi que Pfohl et Wübbenhorst, qualifient les comportements en observant les interrelations qui existent entre changements organisationnels et problèmes environnementaux. Il s'agit pour eux de percevoir les relations entre les politiques de l'entreprise et la perception des impacts environnementaux générés. Freeze et Kloock, observent quant à eux les comportements relativement aux normes en vigueur : les entreprises vont-elles au-delà où se contentent-elles de les respecter ? Pétulla, définit également les stratégies environnementales en relation avec la conformité réglementaire. Reynaud, quant à lui, étudie les stratégies de communication associées aux démarches environnementales. Enfin, Kirchgeorg replace l'analyse comportementale dans une dimension stratégique. Certaines entreprises souhaitent ainsi acquérir de nouveaux marchés par l'intermédiaire de produits verts, d'autres recherchent des solutions productives économiquement rationnelles de manière anticipée, tandis que les dernières se contentent d'un respect à court terme des normes imposées.

⁵⁴ Post, J.E., The Corporation in the Public Policy Process – A view toward the 1980s, Sloan management review, Fall, 45-52, 1979.

⁵⁵ Pfohl, H., Wübbenhorst, K.L., Einflüsse externer Anspruchsgruppen auf die strategische Planung von Elektrizitätsversorgungsunternehmen, Die Betriebswirtschaft, 4, 561-574, 1982.

⁵⁶ Freese, E., Kloock, J., Internes Rechnungswesen und Organisation aus der Sicht des Umweltschutzes, Betriebswirtschaftliche Forschung und Praxis. 41, 1-29, 1989.

⁵⁷ Petulla, J.M. Environmental Management in Industry. Journal of professional Issues in Engineering, 113(2), 167-183, 1987.

⁵⁸ Boiral, O., Jolly, D., Stratégie cométivité et écologie, Revue Française de Gestion, 81-95, 1992.

⁵⁹ Reynaud, L.E., Les déterminants du comportement de protection de l'environnement des entreprises. Thèse de doctorat en Sciences de Gestion, IAE Aix en Provence, 1997.

⁶⁰ Kirchgeorg, Ökologieorientiertes Unternehmerverhalten, Verlag Gabler, Wiesbaden, 1990.

⁶¹ Hunt, C.B., Auster, E.R, Proactive environmental management: avoiding the toxic trap, Sloan management review, 1990.

2.2.1.2 Classification choisie

Nous considérons finalement que les comportements de protection de l’environnement peuvent être classés dans quatre catégories.

Nous adaptions pour la construction de ces dernières, une typologie formulée par Bellini [Bellini, 1997] principalement issue des travaux de Carrol (1979)⁶². Nous y ajoutons cependant une catégorie intermédiaire qui nous semble traduire une situation de transition entre un comportement de conformité réglementaire et une intégration totale de l’environnement dans la stratégie de l’entreprise. Nous retenons finalement les quatre comportements suivants :

- Les comportements passifs et écodéfensifs.
- Les comportements réactifs et écoconformistes.
- Les comportements proactifs et écosélectifs.
- Les comportement intégrateurs et écocompétitifs.

Les caractéristiques de ces différents comportements sont résumées dans le tableau suivant (Tableau 3), dans lequel nous combinons des informations principalement issues des études de Bellini et Drechsler [Bellini, 1997], [Drechsler, 2002].

Comportements	Domaine d'appartenance de la donnée écologique	Implantations de la stratégie environnementale	Perception de l'investissement environnemental
Passifs / Ecodéfensifs	Technique	Pas de prise en compte de l'enjeu de protection de l'environnement dans les décisions. Aucun changement organisationnel.	<ul style="list-style-type: none"> • Coût inutile et à éviter. • Investissements considérés comme antagonistes à la dimension économique.
Réactifs / Ecoconformistes	Réglementaire	Faible ancrage organisationnel de l'enjeu de protection de l'environnement. Quelques changements organisationnels interviennent <i>ex post</i> .	<ul style="list-style-type: none"> • Coût nécessaire, à minimiser. • Logique coûts-bénéfices pour la sélection d'alternatives de dépollution. • L'environnement est un facteur parmi d'autres dans le processus de décision. • Protection de l'environnement selon les normes externes.
Proactif / Ecosélectifs	Organisationnel	Ancrage organisationnel sélectif. Intégration forte dans certains départements seulement. Objectif d'anticipation des changements organisationnels qui seront nécessaires.	<ul style="list-style-type: none"> • Certains investissements sur le produit sont nécessaires au positionnement sur le marché. • Communication sur l'image et marketing nécessaire pour certains aspects. • Forte prise en compte du facteur environnement pour certaines décisions stratégiques. • La protection de l'environnement est principalement « marketing ».
Intégrateurs / Ecocompétitifs	Stratégique	Ancrage organisationnel fort de l'enjeu de protection de l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> • Investissements liés à la qualité du produit et du site perçus comme un avantage compétitif majeur (parfois à long terme). • Recherche d'une légitimité interne (conditions de travail) et externe (image de marque) perçue comme stratégique. • La donnée écologique conditionne tous les choix de l'entreprise. • La protection de l'environnement est un postulat interne

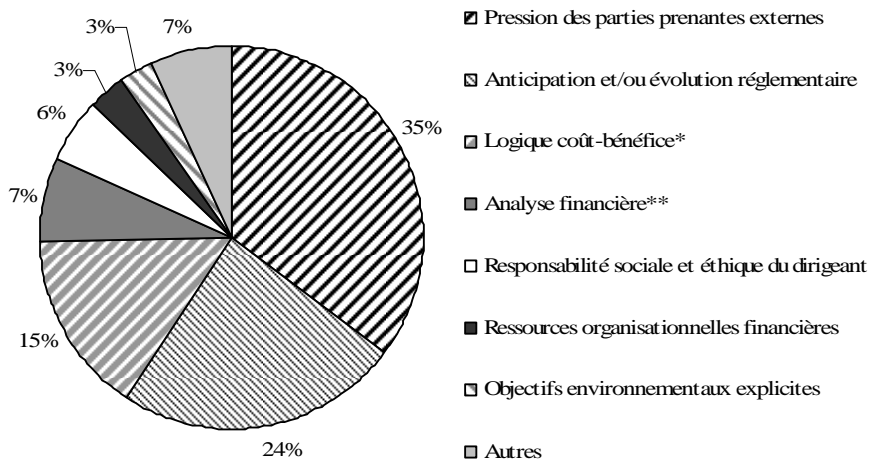
Tableau 3 – La classification des comportements environnementaux des entreprises

⁶² Caroll, A.B., A three dimensional conceptual model of corporate social performance, Academy of Management Review vol4, (497-505), 1979.

La plupart des entreprises peuvent aujourd'hui être classées dans les deux catégories médianes, les stratégies écodéfensives ayant presque totalement disparu du fait du risque excessif de non-conformité réglementaire.

2.2.2 Les facteurs explicatifs de l'action environnementale

Nous nous basons une nouvelle fois sur l'étude de Drechsler [Drechsler, 2002] pour déterminer quels sont les principaux facteurs qui engendrent une action environnementale. Il est à noter que nous définissons cette dernière comme toute action engendrant une amélioration de la qualité environnementale du produit ou du site en question. Les principales catégories de facteurs explicatifs suggérés par les différents auteurs ainsi que leur poids en terme d'apparition dans les études sont présentées dans le diagramme suivant (Figure 7).



* sont incluses les stratégies de premier entant, les motivations marketing, etc. ** Structure existante visant à la mesure physique de l'impact environnemental et une prise en compte des coûts et bénéfices environnementaux

Source [Drechsler, 2002]

Figure 7 – Les facteurs explicatifs de l'action environnementale

Il est possible, en considérant le paramètre réglementaire comme étant une contrainte exercée par une partie prenante, de regrouper les deux premières catégories de facteurs explicatifs. Enfin, nous traduisons la logique coût-bénéfice comme étant directement liée aux stratégies environnementales prospectives. Finalement, les quatre facteurs principaux que nous considérons comme étant à l'origine des actions environnementales des entreprises industrielles sont les mêmes que ceux intégrés dans le modèle de recherche de Dreschler :

- Les pressions des parties prenantes.
- La stratégie de l'entreprise (qualité environnementale, différenciation, réduction des coûts).
- L'analyse financière (existence d'une structure adaptée à la prise en compte de l'environnement).
- La volonté du dirigeant (valeurs environnementales du décideur).

Il est à noter que ces conclusions sont en adéquation avec des études que nous avons citées précédemment. Ainsi, les travaux de Gondran [Gondran, 2001] montrent que pour les PME/PMI⁶³, « *plus une entreprise est ouverte sur ses partenaires, mieux elle intègre l'environnement* » et l'enquête sur le management des sites industriels de Bellini [Bellini, 1997] tend à démontrer que « *la détermination du comportement écologique de l'entreprise dépend essentiellement de l'implication du dirigeant et de la personne en charge de l'environnement* ».

Un point important que nous tenons à souligner est la mise en avant de l'existence d'une évaluation financière plus approfondie des investissements environnementaux comme une justification d'une « meilleure » action environnementale⁶⁴. Cet argument est tout particulièrement défendu par Epstein, qui souligne le rôle fondamental que jouent la comptabilité et le contrôle de gestion dans la prise de décision écologique, par l'identification et la mesure des coûts engendrés par les impacts environnementaux (Epstein, 1996)⁶⁵. Nous considérons ce fait fondamental même s'il traduit tout simplement le fait que les entreprises qui agissent le plus efficacement sur leurs coûts environnementaux sont bien évidemment celles qui ont d'une part, conscience de leur existence et de leur importance, et d'autre part qui en ont une bonne compréhension.

Il reste que la notion principalement évoquée comme étant à la source des activités environnementales est la perception des « parties prenantes » que nous présentons dans la partie suivante.

2.3 La prise en compte des parties prenantes

2.3.1 L'extension du concept de parties prenantes

2.3.1.1 Définition

Dans le passé, les politiques industrielles étaient principalement basées sur les attentes des actionnaires et investisseurs. Au cours du temps et de l'évolution des exigences environnementales et sociales de la société, la relation avec l'ensemble des parties prenantes de l'entreprise (les « stake-holders ») a évolué, le rôle de ces dernières s'étant même transformé.

Nous précisons que les parties prenantes sont composées de tout « *individu ou groupe pouvant affecté ou être affecté, directement ou indirectement, dans le court terme comme dans le long terme, par les stratégies, les actions, les messages (et leurs conséquences), que l'entreprise met en œuvre pour atteindre ses objectifs* » [AFNOR, 2004]⁶⁶.

⁶³ Petites et Moyennes Entreprises selon les critères de la Commission Européenne.

⁶⁴ Il faut entendre ici, qui entraîne une meilleure performance environnementale pour l'entreprise.

⁶⁵ Epstein, M.J., *Measuring Corporate Environmental Performance: best practices for costing and managing an effective environmental strategy*. Burr Ridge, Irwin Professional Publishing and Institute of Management Accountants, 1996.

⁶⁶ Dans cette perspective, les parties prenantes sont constituées de deux groupes :

- internes (actionnaires, employés, syndicats...);
- externes (clients, concurrents, actionnaires, fournisseurs, distributeurs, communautés locales, riverains, pouvoirs publics, financiers, banques, médias, agences de rating...) [Baret 2005].

La littérature descriptive des parties prenantes est conséquente et nous avons par son intermédiaire identifié les contraintes environnementales suivantes comme étant les principales [Freeman, 1983], [Baret, 2005], [Capron, 2004], [Gray, 2001], [Hoffman, 2000].

2.3.1.2 Les principales parties prenantes de l'entreprise

Les « lois et réglementations », qu'elles soient internationales, communautaires, nationales ou régionales, s'imposent directement à l'entreprise. Les organisations les plus avancées cherchent d'ailleurs à s'organiser en groupements d'entreprises afin d'agir en amont de celles-ci, à travers des stratégies de lobbying ou de mises en place de démarches volontaires.

Les « clients » et les « consommateurs » peuvent avoir des attentes variées en termes environnementaux, mais il est clair, que les caractéristiques écologiques d'un produit ne peuvent que très rarement être dissociées de ses caractéristiques économiques lors d'un argumentaire de vente.

Les « partenaires et sous-traitants » doivent être, dans le cadre de politiques de management de la « supply chain⁶⁷ », associés aux démarches environnementales afin de garantir la meilleure efficacité tout au long de la chaîne logistique.

Les « employés » et les « syndicats » sont des observateurs privilégiés des politiques environnementales menées par l'entreprise. Ils sont directement touchés par ces dernières.

Les « groupes environnementaux » tels les ONG (Organisations Non Gouvernementales), reflètent la préoccupation du public, se font de plus en plus entendre et surtout, ont accès à de plus en plus d'informations.

Les « riverains » et d'une manière plus générale, le « public », peuvent être affectés par des nuisances provoquées par l'activité industrielle. Ils peuvent saisir les autorités pour faire valoir leurs droits.

Il est à noter que la « communauté scientifique » et les experts qui la composent ont une influence sur la perception qu'a la société des problèmes environnementaux. Les groupes écologiques s'attachent notamment à cette vision et les réglementations peuvent être dimensionnées en fonction de cela. Ceci est d'autant plus vrai pour des problèmes mondiaux pouvant aboutir à des accords marquant une volonté commune de relever ces défis.

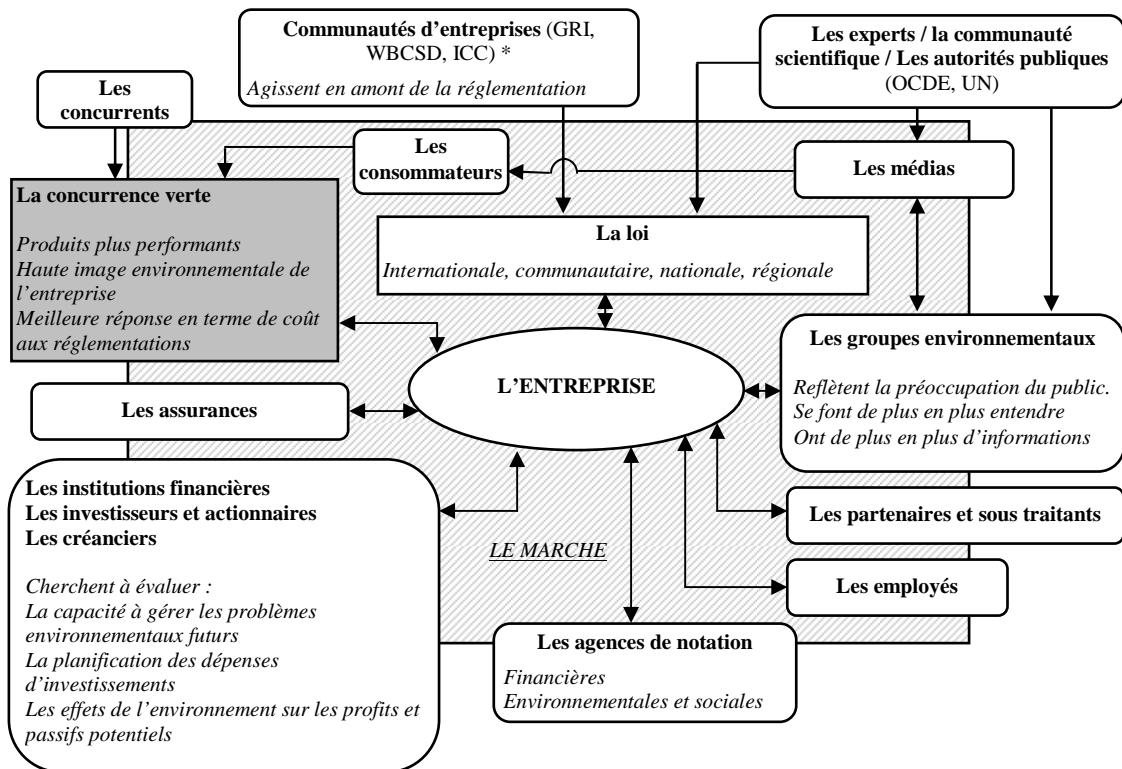
Les « agences de notations » doivent évaluer les perspectives d'évolution des organisations que ce soit en termes financiers (solvabilité, rentabilité), sociaux ou environnementaux. Les notes générées peuvent être utilisées par divers agents, dont les principaux sont les créanciers et actionnaires potentiels. A travers la mise en place de critères spécifiques (responsables par exemple), elles peuvent également influencer le comportement des entreprises.

⁶⁷ La notion de "Supply Chain" intègre les flux des matières, des fonds monétaires et d'informations associés, à travers le processus logistique (allant de l'approvisionnement en matières premières à la livraison du client final).

Finalement, « *les institutions financières et les investisseurs* » (actionnaires) cherchent à évaluer la capacité qu'a l'entreprise à gérer les problèmes environnementaux futurs ainsi que la planification des dépenses d'investissements y étant liées, mais surtout à estimer les effets qu'ont les contraintes environnementales sur les profits et passifs potentiels de l'entreprise.

Tous ces enjeux environnementaux font que l'entreprise s'inscrit aujourd'hui dans une « *concurrence verte* » composée de nombreuses caractéristiques (performance environnementale des produits, « *propreté* » des processus industriels, image environnementale de l'entreprise, réponse en termes de coûts aux réglementations, etc.).

Le schéma suivant, non exhaustif, offre une synthèse de ces interrelations (Figure 8).



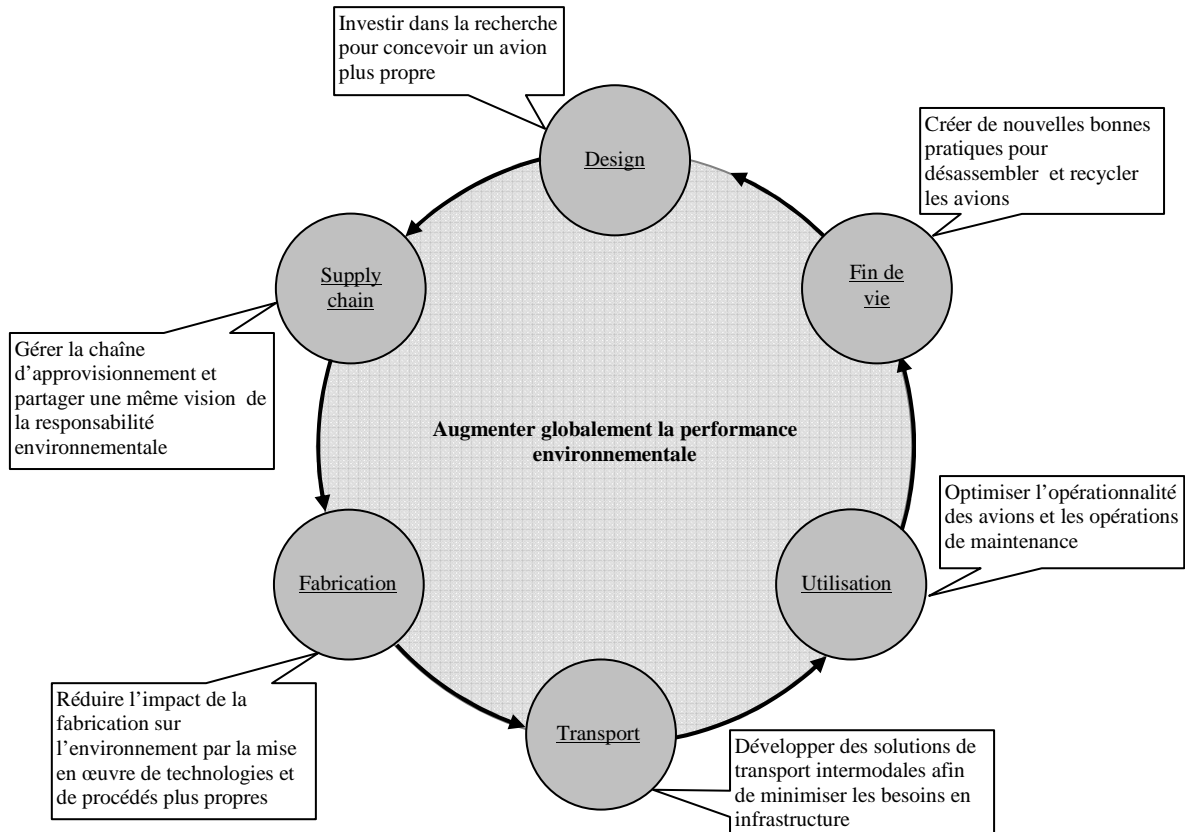
*GRI : Global Reporting Initiative⁶⁸, ICC : International Chamber of Commerce⁶⁹

Figure 8 – L'entreprise, les parties prenantes et les contraintes environnementales

Nous précisons, que la performance environnementale globale n'est pas le seul fait de l'entreprise, mais est la résultante de la somme des performances individuelles réalisées à chaque étape du cycle de vie du produit. Le schéma suivant (Figure 9) illustre les étapes à prendre en compte pour améliorer globalement la performance environnementale.

⁶⁸ Créée en 1997, la GRI regroupe des entreprises, des ONG et des représentants des gouvernements. Sa mission est de définir un cadre de travail applicable à l'échelle mondiale pour permettre aux entreprises de rendre compte de leurs performances économiques, environnementales sociales et sociétales (Source : <http://www.globalreporting.org>).

⁶⁹ L'ICC (International Chamber of Commerce) se déclare, en tant que porte-parole des entreprises, défenseur de la mondialisation de l'économie, moteur de la croissance, de l'emploi et de la prospérité (Source : <http://www.iccwbo.org>).



Source [AIRBUS]

Figure 9 – Les étapes du cycle de vie contribuant à la performance environnementale (exemple aéronautique)

2.3.2 La prise en compte des parties prenantes

Nous choisissons dans cette partie d'utiliser la théorie développée par Freeman [Freeman, 1983] pour illustrer les approches qui ont été développées afin d'intégrer les parties prenantes dans les stratégies de l'entreprise.

Freeman part du principe qu'un ensemble d'acteurs externes à l'entreprise, peut par son influence, expliquer la prise de décision interne à l'entreprise. L'objectif est alors d'utiliser le concept de partie prenante dans les processus de formulation des stratégies.

En ce sens, il est nécessaire pour l'organisation de bien identifier le groupe des parties prenantes desquelles elle est dépendante pour assurer sa pérennité. Des outils, tels que des grilles d'évaluation, permettent ensuite de bien comprendre les besoins de chacun des acteurs, mais aussi d'estimer à travers des notations, leur influence stratégique ou politique sur l'entreprise. Finalement, cette dernière alloue des ressources pour répondre aux attentes des parties prenantes, sur la base de l'importance relative de celles-ci.

Cette théorie est tout particulièrement applicable à la gestion de l'environnement. L'objectif est alors de pérenniser le développement de l'entreprise, en s'assurant que les attentes

environnementales des parties prenantes sont bien prises en compte à leur juste valeur lors du dimensionnement des politiques et stratégies.

2.4 L'environnement, la création de valeur et la notion d'éco efficacité

2.4.1 La création de valeur financière

2.4.1.1 La création de valeur comme finalité de l'entreprise

La valorisation des politiques et stratégies pour une entreprise, doit se traduire dans les faits par de la création de valeur. Cette dernière est d'ailleurs beaucoup plus qu'un effet découlant d'autres objectifs : créer de la valeur est la finalité même de l'entreprise puisque c'est ce qui pérennise son activité et permet son développement. Pour une entreprise cotée, la valeur de l'entreprise sera suivie par l'intermédiaire du cours de l'action, sinon, ce sont les résultats nets et bénéfiques dégagés qui seront observés [Vernimmen, 2002].

Pour l'entreprise, créer de la valeur revient à être capable de réaliser des investissements dont le taux de rentabilité dégagé est supérieur au taux de rentabilité exigé compte tenu du risque. Ce dernier s'exprime à travers la notion de « coût du capital » (WACC : Weighted Average Capital Cost)⁷⁰. Pour simplifier, cette notion provient du fait que les ressources de financement de l'entreprise (capitaux propres et endettement) ne sont pas gratuites⁷¹. Le coût du capital est généralement utilisé comme taux d'actualisation dans les calculs de rentabilité des investissements (le risque du projet d'investissement ne doit alors pas être différent du risque de l'entreprise). Il est donc utilisé pour la sélection de ces derniers [Vernimmen, 2002].

Celle-ci se fait classiquement à travers des outils d'analyse financière. Nous présentons très brièvement les trois plus courants.

2.4.1.2 Les outils d'analyse

La « *Valeur Actualisée Nette* » (VAN) d'un projet est la différence entre la valeur actualisée des flux qu'il dégage et l'investissement de départ (Équation 2)

$$VAN = \sum_{i=1}^n \frac{F_i}{(1+t)^i} - I_0$$

F_i = flux de trésorerie générés par l'investissement
t = taux d'actualisation requis (coût du capital)
i = année
I₀ = investissement de départ

Équation 2 – Calcul de la Valeur Actualisée Nette d'un projet

Si la valeur actuelle nette d'un projet d'investissement est positive, les flux de ce projet en valeur d'aujourd'hui sont supérieurs à l'investissement en cash qu'il nécessite : il mérite donc,

⁷⁰ Le coût du capital est le taux de rentabilité minimum que doivent dégager les investissements de l'entreprise pour que celle-ci puisse satisfaire les exigences de rentabilité des actionnaires et des créanciers. C'est aussi le taux auquel sont actualisés les flux de trésorerie disponible pour le calcul de l'actif économique. Il dépend du risque de ce dernier.

⁷¹ Les capitaux propres ne sont pas gratuits puisque les apporteurs auraient pu placer leurs capitaux, par exemple en achetant des actions. Le manque à gagner représente le coût des capitaux propres.

d'un point de vue financier d'être entrepris. Si, en revanche, l'investissement de départ est supérieur à la valeur actuelle des flux futurs, le projet doit être abandonné sous peine de détruire de la valeur.

Le « Taux de Rentabilité Interne » (TRI) d'un investissement est le taux d'actualisation qui annule sa valeur actuelle nette. On utilise alors la formule de calcul de la VAN en changeant l'inconnue : on cherche en effet le taux t tel que $VAN = 0$.

Le TRI est la valeur de t qui satisfait :

$$\sum_{i=1}^n \frac{F_i}{(1+t)^i} = I_0$$

Équation 3 – Calcul du Taux de Rentabilité Interne

Enfin, le « délai de récupération » (Pay-back ratio) est le temps nécessaire à la récupération de l'investissement. Celui-ci peut être actualisé ou non.

Il reste à noter que les actionnaires et créanciers cherchent à mesurer comment l'entreprise est capable de créer de la valeur, afin de maximiser leurs futurs dividendes et créances. L'analyse financière⁷² est l'outil principalement utilisé et même si les motivations finales des créanciers et des actionnaires sont différentes, les techniques utilisées sont les mêmes, pour la simple et bonne raison qu'une entreprise qui crée de la valeur est solvable. Pour terminer, il existe des organismes spécialisés dans ce type d'analyse qui délivrent une note (le rating) reflétant la qualité de la signature de l'emprunteur. Les sociétés de notations les plus reconnues sont Moody's, Standard & Poor's et Fitch.

Nous nous interrogeons par la suite sur la capacité des méthodes classiques d'analyses financières à s'appliquer aux décisions environnementales.

2.4.2 L'environnement et la création de valeur

2.4.2.1 La valeur environnementale et financière

Il est en premier lieu nécessaire de bien distinguer :

- La création de valeur environnementale.
- La contribution de l'environnement à la création de valeur financière.

La valeur environnementale n'est pas aisément intégrable dans le management quotidien d'une entreprise. Associée à un projet ou à un investissement, elle est directement liée à la différence entre la situation avant et après réalisation de celui-ci. La valeur environnementale est donc

⁷² Une analyse financière est planifiée selon quatre étapes :
 La sécrétion de richesse (évolution de l'activité, étude de la formation des marges, etc.)
 La Nécessité des investissements (immobilisations, BFR : Besoin en Fond de Roulement, etc.)
 ... qui doivent être financés (par autofinancement, capitaux propres ou endettement bancaire et financier)
 ... et être suffisamment rentables (rentabilité économique et rentabilité des capitaux propres)

initialement basée sur une quantification physique des impacts environnementaux. La question de la traduction de la diminution des impacts environnementaux sous une forme monétaire se pose alors pour l'estimation de la valeur environnementale d'une action de préservation de l'environnement. L'intégration ou non des coûts externes, avec tous les problèmes que cela entraîne, doit alors également être étudiée, [Antheaume, 1999]⁷³.

2.4.2.2 Prendre en compte l'impact de l'environnement sur la création de valeur financière

L'évaluation de la contribution des actions de préservation de l'environnement à la création de valeur financière est en revanche supportée par une théorie plus solide, même si la mise en pratique s'avère compliquée. De nombreux auteurs la décrivent comme un ensemble d'effets primaires et secondaires pouvant être catégorisés. Atkinson et al. (1997)⁷⁴ proposent ainsi d'intégrer effets primaires (bénéfices ou dépenses se rapportant au procédé, variations de coûts non prévus, bénéfices et dépenses par rapport au produit, etc.), effets secondaires non financiers (pourcentage de réduction de l'impact par rapport à la situation antérieure, efficacité de la technologie environnementale) et effets secondaires difficiles à estimer (acceptation et motivation des employés, gain en savoir-faire technologique, gain en qualification des employés, sécurité des employés, etc.). Le schéma suivant présente une traduction de cette vision (Figure 10).

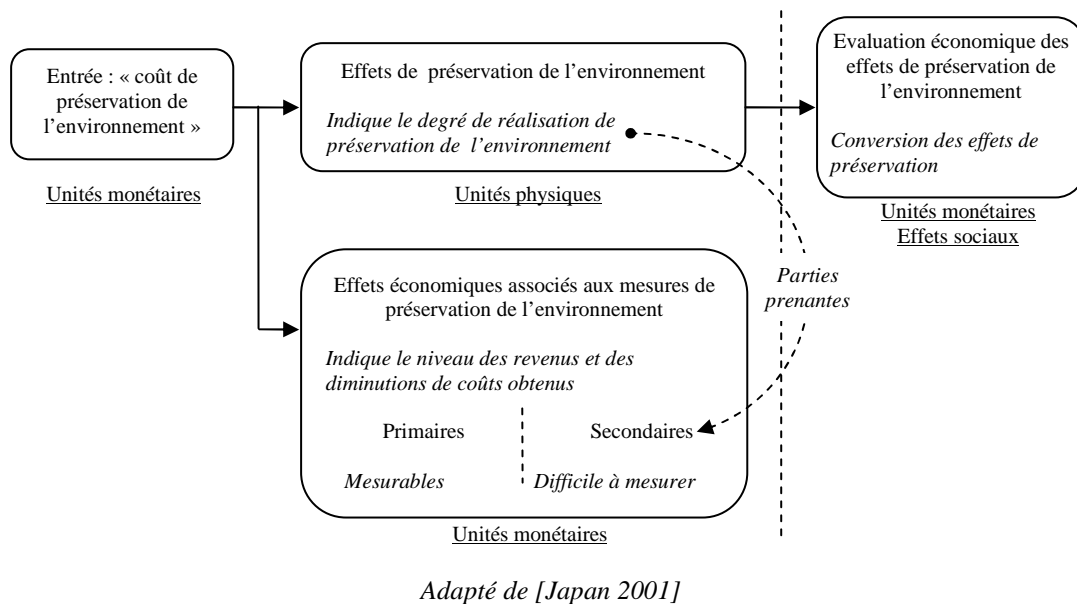


Figure 10 – les effets de la préservation environnementale et la création de valeur financière

Il reste que les nombreux effets difficiles à quantifier (image, coûts évités, bien être, etc.), qui conduisent à moyen et long termes à de la création de valeur, ne sont généralement pas intégrés dans les analyses financières pourtant destinées à traduire la création de valeur qu'un investissement va générer. La question de la prise en compte de l'amélioration de la

⁷³ Antheaume montre dans son étude que les impacts environnementaux de produits, procédés ou entreprises ne peuvent être comparés sur la base de leurs coûts externes, car ceux-ci n'en offrent pas une traduction acceptable.
⁷⁴ Atkinson, A.A., Waterhouse, J.H., Wells, J.B., A stakeholder approach to strategic performance measurement, Sloan management review, Spring 25-37, 1997.

performance sociale et environnementale de l'entreprise, qui conduit de manière effective à des réactions de la part des parties prenantes qui sont source de création de valeur [Epstein ; Roy, 2001] est donc primordiale. Il faut alors adapter les techniques d'évaluation pour ce type d'investissement en s'appuyant sur une approche prenant en compte explicitement l'impact environnemental dans une prospective d'aide à la décision.

Ces réflexions nous amènent donc à penser que la valeur environnementale d'un projet doit être évaluée, même sous une forme non monétaire (la notion de performance peut alors intervenir), afin de prendre en compte l'amélioration de la performance globale de l'entreprise (environnementale et sociale) qui contribue, par l'intermédiaire des réactions des parties prenantes, à créer de la valeur à long terme. Nous précisons finalement qu'une nouvelle fois l'ajustement du taux d'actualisation fait l'objet de controverses puisque la technique d'actualisation en tant que telle dévalorise le futur et peut entraîner une relation conflictuelle avec ce dernier objectif [Gray, 2001], (Seidel 1994)⁷⁵, [Dreschler, 2002]. Ceci pointe un peu plus la possible inadéquation des techniques d'évaluations financières appliquées aux décisions environnementales, si celles-ci ne sont pas au moins adaptées, sinon totalement revues. Dans certains cas, l'analyse financière n'est, en outre pas utilisée pour la prise de décision environnementale, du fait de cette inadaptation à traduire ces enjeux. Ceci est principalement le cas pour les décisions liées à la conformité réglementaire, mais également volontaires [Epstein et al., 1997]. Les entreprises font alors confiance à la notion de création de valeur intangible à long terme. Nous sommes dans ce cas en présence de la poursuite stratégique d'une logique coût-bénéfice, sans que cette dernière soit rattachée à une analyse financière poussée.

2.4.3 L'éco-efficacité, créer plus de valeur avec moins d'impact

2.4.3.1 Principes et origines

La notion d'éco-efficacité⁷⁶ est avancée par certains comme la notion pouvant répondre à la problématique de prise en compte conjointe des aspects économiques et environnementaux que nous avons évoquée dans la partie précédente. Nous nous attachons à décrire brièvement ce concept.

La mise en application de l'éco-efficacité gravite essentiellement autour de la recherche de l'optimisation de l'usage des ressources disponibles dans les systèmes de production et, depuis les années 1990, cette approche connaît un développement rapide sur le plan institutionnel en relation avec la promotion de l'écologie industrielle⁷⁷ [kabongo, 2004], [Christophe, 1989].

⁷⁵ Seidel, E., Nachhaltiges Wirtschaften und fristigkeit des ökonomischen Kalhüls, 1994.

⁷⁶ La notion d'éco-efficacité peut être rapprochée de celle de l'efficacité qui mesure qualitativement les résultats d'une action. L'efficacité met en jeu le rapport entre résultats et ressources employées, tandis que l'efficacité compare les résultats obtenus aux objectifs fixés. Dans notre cas, l'éco-efficacité pourrait aussi être qualifiée d'efficacité environnementale (amélioration maximale atteinte en mobilisant un minimum de ressource).

⁷⁷ L'Ecologie Industrielle est un concept qui intègre l'analyse des flux de matière et d'énergie, la réutilisation de ces flux, la restructuration des modes de production, l'échange de résidus entre différentes entreprises et pour plusieurs produits.

Le WBCSD, qui est à l'origine du développement et de la promotion de l'éco-efficacité (*eco-efficiency*) la définit comme une philosophie de management qui encourage les entreprises à rechercher l'amélioration environnementale qui induit en parallèle des bénéfices économiques. L'accent est mis sur les besoins en innovation et donc sur la nécessaire croissance et compétitivité. C'est pourquoi, l'atteinte de l'éco-efficacité se fait en délivrant des biens et services compétitifs en terme de prix, qui satisfont les besoins humains et qui améliorent la qualité de vie, tout en réduisant progressivement les impacts écologiques et les consommations de ressources sur le cycle de vie à un niveau au moins en conformité avec les capacités de la terre en terme de disponibilité des ressources et d'absorption des pollutions. Le WBCSD affirme que l'éco-efficacité, c'est « créer plus de valeur avec moins d'impact » [WBCSD, 2000].

2.4.3.2 Objectifs et définitions

Trois principaux objectifs sont intégrés :

- Réduire la consommation des ressources⁷⁸.
- Réduire les impacts sur la nature⁷⁹.
- Améliorer le produit ou la valeur du service⁸⁰.

L'éco-efficacité peut être résumée par la formule suivante (Équation 4) :

$$\text{Eco-efficacité} = \frac{\text{valeur du produit}}{\text{impact environnemental}} \quad \text{Avec :} \quad \text{Valeur du produit} = \text{masse, volume ou nombre de produits vendus}$$

[Janin, 2000]

Équation 4 – Eco-efficacité d'un produit

Il est alors question de pourcentage d'efficacité pour mesurer l'éco-efficacité et un produit présentant une éco-efficacité proche de 100% peut être produit en large quantité, indéfiniment, avec peu d'impacts sur l'environnement.

En général, référence est faite au facteur par lequel il est nécessaire de réduire l'intensité de production ou d'augmenter la productivité pour atteindre un niveau durable de développement et réduire d'un certain pourcentage les impacts environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie. Weizsäcker et al. [Weizsäcker et al., 2002] affirment ainsi en s'appuyant sur cinquante exemples technologiques, qu'il est globalement possible de multiplier par quatre la productivité des richesses (générer deux fois plus de bien-être tout en consommant deux fois moins de ressources). Une nouvelle fois, l'importance du rôle des gouvernements pour rendre profitable la productivité des ressources est soulignée. La promotion de l'éco-efficacité peut se

⁷⁸ Cela inclut minimiser l'utilisation de l'énergie, des matières, de l'eau et de la terre, augmenter la recyclabilité et refermer la boucle des matières.

⁷⁹ La minimisation des émissions atmosphériques, des rejets aqueux, des déchets générés, de la dispersion des substances dangereuses et de l'exploitation durable des ressources renouvelables est alors recherchée.

⁸⁰ Cela signifie procurer plus de bénéfices aux consommateurs par l'intermédiaire des fonctions, de la flexibilité et de la modularité du produit, fournir un service supplémentaire et se concentrer sur la vente de fonctionnalité que les consommateurs recherchent vraiment.

faire par l'incitation aux comportements vertueux tout en mettant la pression sur les autres, notamment par l'intermédiaire des marchés en plaçant judicieusement des leviers. Les auteurs parlent alors d'un éco-capitalisme basé sur huit principes⁸¹, dont l'un d'eux est le rétablissement de la vérité des prix.

La notion d'éco-efficacité n'intègre cependant que deux des trois piliers du développement durable. Nous allons tenter dans la partie suivante de percevoir comment le concept du développement durable fut retranscrit dans les entreprises.

2.5 Responsabilité sociale de l'entreprise et triple bottom line : l'intégration du développement durable dans l'entreprise

2.5.1 La responsabilité sociale d'entreprise

2.5.1.1 Définir la responsabilité d'entreprise

Comme nous l'avons vu, le concept de développement durable est défini et s'applique au niveau de la société dans son ensemble. Les entreprises se sont de leur côté également approprié ce concept, au moins au niveau de leur communication, même si le vocabulaire est très disparate. Des organisations évoquent la recherche d'une croissance soutenable, d'autres d'une triple performance et certaines cherchent simplement à dissocier la croissance économique de l'augmentation des impacts environnementaux.

Une transcription littéraire de la définition retenue du développement durable (1.6.1 – p35) correspondrait pour une entreprise à adopter un développement « *qui répond aujourd'hui aux besoins de ses parties prenantes sans compromettre sa capacité à y répondre dans le futur* ». Cet exercice démontre de manière quelque peu absurde que le concept n'est pas transposable directement à une organisation privée. Le développement durable reste une problématique planétaire à laquelle l'entreprise peut contribuer en découplant croissance économique et impacts environnementaux.

Le consensus qui s'est finalement dégagé est à rapprocher du concept de gouvernance d'entreprise (*corporate governance*) qui est défini comme « *l'ensemble des relations entre la direction d'une entreprise, son conseil d'administration, ses actionnaires et les autres parties prenantes* ». Il s'agit de la notion de « *responsabilité sociale de l'entreprise* » [Capron, 2004].

L'entreprise responsable est un concept des nations unies reconnaissant que les entreprises ont un rôle à jouer dans l'obtention d'un développement durable et cette notion s'est développée depuis les années 1990, dans un contexte de mondialisation et de

⁸¹ Choisir dès le départ le moyen le moins cher d'économiser les ressources ; investir dans l'économie des ressources chaque fois que cela revient moins cher que d'en extraire de nouvelles ; créer un marché pour les ressources économisées ; imposer la vérité des prix ; encourager et monétariser la concurrence entre les options avec des règles du jeu identiques pour toutes ; récompenser le comportement recherché et non son contraire ; taxer ce qui est indésirable et non le contraire ; se débarrasser prématurément des machines inefficaces pour les remplacer par d'autres.

déréglementation de l'activité économique dans lequel les entreprises se trouvent bien souvent en première ligne face aux revendications citoyennes. En revenant à une définition simple, « être responsable » signifie, assumer ses actes et leurs conséquences et accepter d'en répondre. La notion de responsabilité est alors fondée sur le droit de regard des diverses parties prenantes et les enjeux se formulent en termes de transparence, de risque et de réputation [Capron, 2004].

Il est à noter qu'en parallèle, l'apparition d'Investissements Socialement Responsables (ISR) semble traduire la naissance d'une certaine responsabilité des actionnaires. Nous reviendrons sur ce concept par la suite (3.5.1.1 – p89).

2.5.1.2 Quelle réalité derrière la responsabilité d'entreprise

Capron et al. [Capron, 2004], avancent deux hypothèses en matière de responsabilité sociale de l'entreprise :

- La première est que la responsabilité sociale de l'entreprise serait un effet de mode lié à une approche marketing et à des stratégies destinées à éviter de nouvelles régulations publiques par une promesse d'autorégulation.
- La deuxième correspond à une vision de la responsabilité de l'entreprise comme un engagement sincère pouvant entraîner un changement de nature de la firme et du système capitaliste. L'intérêt bien compris des entreprises, de leurs dirigeants et de leurs actionnaires serait alors de mieux respecter l'environnement, les clients, les salariés.

Les auteurs ne tranchent finalement pas et considèrent ces deux perspectives comme étant dans le champ du possible « *rien n'étant écrit et tout étant à construire* ».

Dans notre étude, nous soutenons l'hypothèse qu'aujourd'hui les entreprises ont effectivement évolué dans leur gestion du développement, passant de la recherche quasi-exclusive du profit et de la performance économique, à un développement prenant en considération les performances sociales et environnementales de son activité. Nous jugeons dès lors qu'il existe un juste milieu entre la vision de Friedman [Friedman, 1970] qui affirmait que l'unique responsabilité sociale de l'entreprise était d'augmenter ses profits et la recherche désintéressée d'un développement responsable.

Nous considérons finalement que l'amélioration des performances environnementales et sociales n'est pas nécessairement incompatible avec la recherche de la rentabilité à laquelle est soumise l'entreprise pour son développement (une entreprise ne pourra mener des projets socialement responsables sans capacité de financement). Nous tentons de préciser cette vision dans la partie suivante qui présente le concept de « *triple bottom line* ».

2.5.2 Le triple bottom line

Transposé à l'entreprise, le développement durable se traduit également par l'idée de « Triple Bottom Line » (triple résultat), qui conduit à évaluer la performance de l'entreprise sous trois angles [Capron, 2004] :

- Environnemental. C'est alors la compatibilité entre l'activité de l'entreprise et le maintien des écosystèmes qui est observée⁸².
- Social. Les conséquences sociales de l'activité de l'entreprise sont évaluées pour l'ensemble de ses parties prenantes⁸³.
- Economique. La performance financière « classique » est complétée par d'autres paramètres⁸⁴.

Nous nous basons sur la notion de « *triple bottom line* » telle qu'elle fut initiée par Elkington [Elkington, 1997], dans laquelle les trois résultats composés de la prospérité économique, de la qualité environnementale et la justice sociale, sont liés entre eux, sont interdépendants et en partie en conflit. L'auteur considère ainsi que « *les entreprises capables de fournir à leurs parties prenantes une vision claire du futur qu'ils partagent et, en l'espèce, de leur démontrer leur capacité à obtenir de meilleurs résultats que leurs concurrents relativement à leur triple performance, seront mieux armées pour gagner les cœurs et les esprits, et par la même occasion de l'argent* »⁸⁵.

2.5.2.1 Les différentes approches de gestion de la triple performance

Elkington propose en outre que puisque l'observation simultanée des trois piliers du développement n'est pas aisée, l'intégration partielle présente des avantages. Trois types de liens correspondant à trois orientations stratégiques, peuvent alors être observés séparément : le « *Business case* », le « *Human case* » et le « *green case* » (Hockerts, 1996)⁸⁶, [Biecker et al., 2002]. Ces trois approches sont présentées dans le schéma suivant (Figure 11).

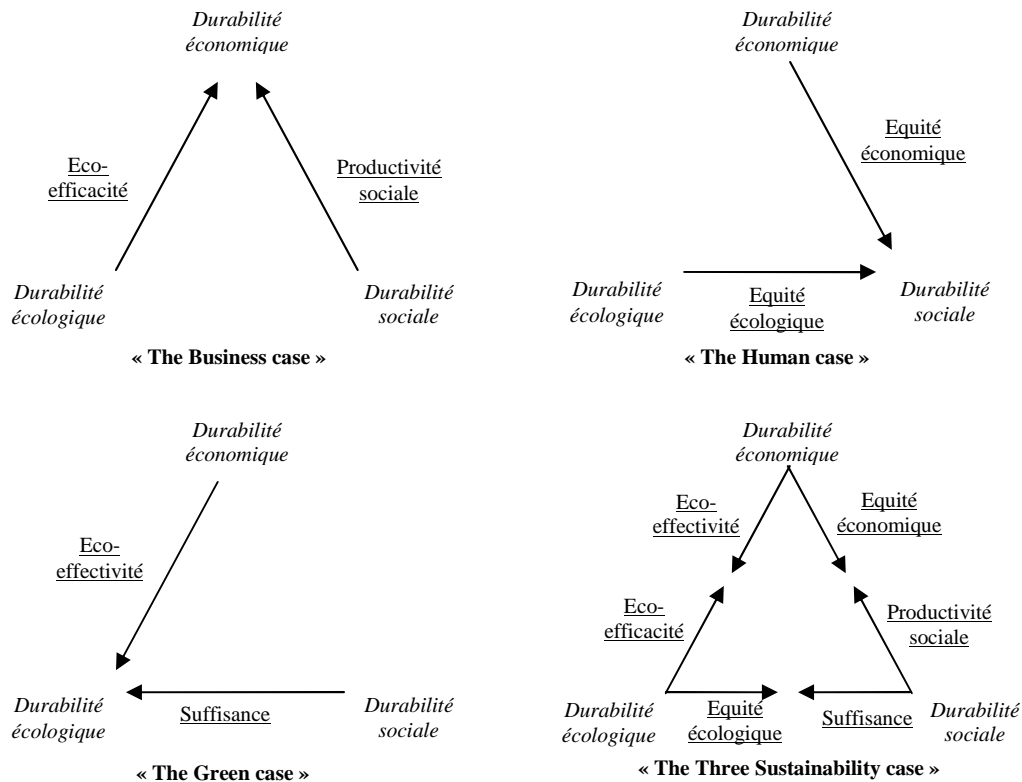
⁸² Les impacts de l'entreprise et de ses produits sont analysés en termes de consommation de ressources, de production de déchets, d'émissions polluantes, etc.

⁸³ Composées des employés (conditions de travail, niveau de rémunération, non-discrimination...), fournisseurs, clients (sécurité et impacts psychologiques des produits), communautés locales (nuisances, respect des cultures) et de la société en général.

⁸⁴ Tels que la capacité à contribuer au développement économique de la zone d'implantation de l'entreprise et à celui de ses parties prenantes, le respect des principes de saine concurrence (absence de corruption, d'entente, de position dominante...), etc.

⁸⁵ Traduction proposée pour « *Companies able to engage their stakeholders with a clear vision of their shared future and, in the process, to outperform their competitors against the triple bottom line will be much better placed to win people's hearts and minds – along with their money* ».

⁸⁶ Hockerts, K., The SusTainAbility Radar (STAR), a step towards Corporate Sustainability Accounting, Discussion paper, The New Economics Foundation, London.



Adapté de [Hockerts, 1996]

Figure 11 – Les approches stratégiques du « triple bottom line »

Les trois types de liens qui peuvent être dérivés du triple bottom line sont donc les suivants. En premier lieu, l'entreprise peut se demander comment la durabilité écologique ou sociale (*ecological or social sustainability*) peut contribuer à la durabilité économique (*economic sustainability*). Cette approche est considérée comme constituant le « business case » qui requiert des stratégies d'éco-efficacité (*Eco-efficiency*) et de productivité sociale (*Social Productivity*). Inversement, il est possible de se poser la question de la contribution des durabilités économique et écologique à la durabilité sociale et celle de la contribution des durabilités économique et sociale à la durabilité écologique, ce qui constitue les « human » et « green » cases.

Il est clair que les entreprises qui ont ce type de réflexion orientent leur stratégie vers une approche intégrant le capital humain et le capital social comme facteurs de création de valeur, même si certaines s'interrogent également relativement aux autres cas. Nous qualifions donc ces organisations comme représentatives d'une gestion de leur triple performance basée sur une stratégie de type « business case ». L'analyse bibliographique effectuée dans cette partie a en outre tendance à démontrer que ces entreprises qui intègrent réellement et transversalement cette approche, sont parmi les plus avancées et peuvent être vues comme mettant en œuvre les « meilleures pratiques ».

2.6 Conclusions

En liaison avec les évolutions des attentes exprimées par la société, le poids des réglementations environnementales s'est accru. Cela s'est traduit par une intégration progressive par les entreprises de la problématique environnementale qui fut à la source de la naissance de différentes activités et de différents comportements de protection de l'environnement.

La gestion de l'environnement est ainsi de plus en plus considérée comme un paramètre stratégique du développement des entreprises. La triple performance de ces dernières est aujourd'hui observée par les parties prenantes et les entreprises les plus en avance ont intégrées leurs démarches environnementales et sociales dans une perspective de création de valeur.

Cette création de valeur possède cependant une forte connotation de long terme, notamment lorsque cette dernière s'effectue par l'intermédiaire de la perception par les parties prenantes de l'activité environnementale de l'entreprise. Les marchés peuvent en outre prendre du temps pour traduire de manière effective les attentes de la société et les signaux peuvent aussi ne pas être perceptibles aisément par les organisations.

Parmi les stratégies qui semblent permettre de créer de la valeur par l'action environnementale, les activités de prévention des pollutions occupent une place prépondérante. Ces dernières peuvent être rapprochées des politiques d'éco-efficacité dont les objectifs doivent permettre de contribuer à l'amélioration conjointe des performances environnementale et économique.

Nous cherchons, dans la partie suivante, à savoir si d'une manière générale, l'amélioration de la performance environnementale induit une augmentation de la performance économique et si des conditions nécessaires à cette relation peuvent être déterminées. Pour cela, nous effectuons une revue des théories formulées dans ce cadre et nous les confrontons aux résultats des études empiriques visant à les tester.

Partie 3 – Les relations entre gestion de l’environnement et performance économique

La première partie avait pour objectif de décrire comment les préoccupations environnementales exprimées par la société furent intégrées dans le dimensionnement des réglementations et politiques publiques. Nous avons étudié dans la deuxième partie de ce chapitre, comment les comportements des entreprises évoluèrent à leur tour, initialement du fait de l’augmentation de la pression réglementaire, puis de celle exercée par les différentes parties prenantes, par exemple par l’intermédiaire du marché. Nous allons désormais effectuer une revue des travaux théoriques et empiriques qui ont étudié les relations pouvant être établies entre performance environnementale et performance économique.

- Les réglementations environnementales sont-elles sources de création ou de destruction de valeur pour les entreprises, notamment dans le contexte d’une économie mondiale ?
- Les démarches volontaires initiées par les organisations combinent-elles effectivement objectifs d’améliorations environnementales et économiques ?
- Les investissements éco-efficaces, tels que les technologies propres, génèrent-ils toujours de la création de valeur ?
- Est-il possible d’établir une relation entre performance environnementale et performance économique ?
- Les effets qu’ont les politiques environnementales sur les parties prenantes sont-elles quantifiables ?

Voici les quelques questions auxquelles nous allons tenter de répondre. Nous espérons finalement, par l’intermédiaire de ces réponses, construire un modèle théorique mettant en avant les relations existant entre performance environnementale et performance économique, ainsi que les conditions devant préalablement exister pour que celles-ci soient effectivement vérifiées.

3.1 Préambule

3.1.1 La théorie des relations entre performance économique et performance environnementale

Les théories économiques fournissent différentes perspectives quant aux relations entre performances environnementale et économique [Schaltegger ; Synnestvedt, 2002].

L’hypothèse la plus courante consiste à percevoir celles-ci dans une optique conflictuelle opposant compétitivité et gestion écologique (Walley & Whitehead 1994⁸⁷) [Wagner, 2003a]. Les industries qui génèrent des impacts importants sur l’environnement seraient alors

⁸⁷ Walley, N., Whitehead, B., It’s not Easy Being Green, Harvard Business Review, pp. 46-52, 1994.

désavantagées lors de l'occurrence de réglementations plus sévères, notamment à cause des coûts de mise en conformité élevés qu'elles supportent. Ce point est appuyé par la théorie néoclassique (1.2.2.120), dans laquelle le but des réglementations environnementales est de corriger les effets externes par l'imposition de coûts aux pollueurs.

La perspective « révisionniste », qui affirme que l'amélioration de la performance environnementale est une source potentielle d'avantages concurrentiels puisqu'elle peut mener à des procédés plus efficaces, à des améliorations de productivité, à des coûts de mise en conformité moins élevés et à la création de nouveaux marchés, n'est apparue que récemment (Porter, 1991⁸⁸, [Porter et van der Linde, 1995], Gabel & Sinclair-Desgagné, 1993⁸⁹, Sinclair-Desgagné, 1999⁹⁰, Gabel & Sinclair-Desgagné, 2001⁹¹) [Wagner, 2003a]. Dans cette vision, la réglementation environnementale doit être considérée comme un instrument qui a pour but d'accroître la compétitivité des entreprises, le raisonnement sous-jacent à cette hypothèse étant que des réglementations bien conçues peuvent forcer les entreprises à rechercher des innovations à la fois profitables pour elles et pour la société (Sinclair-Desgagné, 1999). Les arguments qui soutiennent ce point de vue sont que les entreprises ont parfois besoin de signaux pour découvrir des sources de profits potentiels et que les échecs des organisations (incitations perverses, informations imparfaites, comportements stratégiques) peuvent être corrigés par des instruments tels que les systèmes comptables ou les technologies de mesure et de contrôle (Gabel & Sinclair-Desgagné, 2001).

Pour résumer, selon les « révisionnistes », les entreprises qui font face à des coûts importants pour leurs activités polluantes, reçoivent dans le même temps des incitations à la recherche de nouvelles technologies et d'approches de production, qui réduisent les coûts de mise en conformité, ainsi que les coûts de production par l'amélioration de la productivité des ressources. En plus de cela, les entreprises obtiennent le « first mover advantage » (avantage de l'initiative) provenant de la vente de leurs innovations. C'est pourquoi, cette vision confère à la capacité d'innovation un caractère déterminant de la compétitivité, au moins dans une perspective dynamique de long terme [Porter et Van der Linde, 1995].

3.1.2 Les relations entre performance économique et performance environnementale théoriquement envisageables

Sur la base de ces deux vues contrastées, deux caractérisations de la relation directe entre performance environnementale et performance économique peuvent être dérivées.

Sur la base de la théorie « traditionaliste », cette relation est uniformément négative. Cela reflète la vision néoclassique dans laquelle les mesures d'abattement des pollutions ont un coût marginal croissant et induisent une augmentation des coûts de production. Dans cette situation,

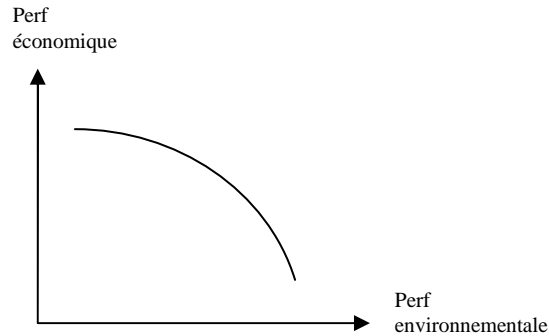
⁸⁸ Porter, M., America's Green Strategy, *Scientific American*, 264 (4), p. 96, 1991.

⁸⁹ Gabel, L. H., Sinclair-Desgagné, B., Managerial incentives and environmental compliance, *Journal of Environmental Economics and Management*, 24 (3), pp. 940-955, 1993.

⁹⁰ Sinclair-Desgagné, B., Remarks on Environmental Regulation, Firm Behaviour and Innovation, *Scientific Series 99s-20*, Cirano, Montreal, 1999.

⁹¹ Gabel, L. H., Sinclair-Desgagné, B., The firm, its procedures and win-win environmental regulations, in: Folmer, H., Gabel, L. H.; Gerkin, S. & Rose, A. (eds.) *Frontiers of Environmental Economics*. Edward Elgar: Cheltenham, pp. 148-175, 2001.

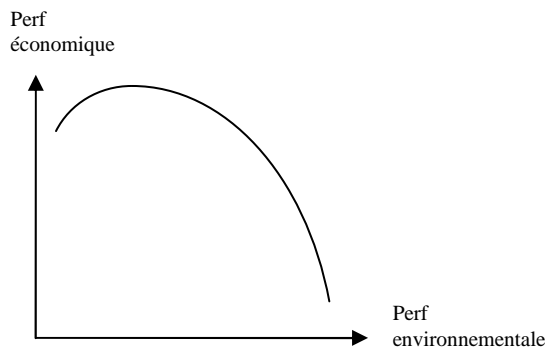
une performance environnementale élevée entraîne une faible performance économique, et vice versa. La performance économique décroît donc strictement avec l'augmentation de la performance environnementale (la première dérivée est toujours négative). En plus de cela la seconde dérivée est également négative du fait de l'augmentation du coût marginal de dépollution⁹². La courbe décrivant cette relation a donc la forme suivante (Figure 12) :



Source : [Wagner 2003a]

Figure 12 – la vue « traditionaliste » de la relation entre environnement et économie

En opposition, la théorie « révisionniste » prétend que la forme attendue de cette courbe sur tout le spectre de la performance environnementale est celle d'un U inversé. Elle est donc concave et possède un optimum. Cela signifie que les bénéfices induits par une amélioration de la performance environnementale augmentent de manière continue pour les faibles niveaux de performance, mais qu'au-delà d'un certain point, l'augmentation de cette dernière engendre une détérioration de la performance économique (Figure 13).



Source : [Wagner 2003a]

Figure 13 – la vue « révisionniste » de la relation entre environnement et économie

L'analyse de la littérature théorique aboutit donc à la formulation de deux modèles de relation entre performances environnementale et économique. La théorie traditionaliste ne permet pas

⁹² Cette affirmation vient du fait que les premières unités de dépollution sont accessibles à un coût raisonnable, des technologies simples étant disponibles, mais que plus on cherche à dépolluer, plus le coût d'abattement d'une unité sera élevé du fait de la nécessaire mise en œuvre de technologies plus coûteuses.

De nombreux exemples peuvent illustrer ce principe :

On estime ainsi que réduire les derniers 5% de déchets organiques dans un cours d'eau représente un coût environ deux fois plus élevé que pour éliminer les premiers 95% (Viardot, 1993).

Des études démontrent qu'il est beaucoup moins coûteux de faire passer le taux de dépoussiérage de 0 à 87,8% que de 88,8% à 97,3% en raison de la nécessité d'installer de nouveaux équipements permettant d'atteindre des niveaux de rejets plus bas (Atkins et Lowe, 1977).

l'existence de situation « *win-win* » dans lesquelles l'amélioration de l'environnement est rentable. La théorie révisionniste permet, quant à elle, l'existence de telles situations.

Nous allons, dans la suite de cette partie, confronter ces deux visions aux résultats des études empiriques menées sur le sujet. L'objectif est de déterminer laquelle des situations est la plus à même d'exister, mais aussi de mettre en avant, d'éventuelles conditions d'existence (nécessaires ou suffisantes).

3.2 L'influence économique des réglementations environnementales

3.2.1 Le coût des réglementations environnementales

3.2.1.1 Généralités

Il est aujourd'hui communément accepté que le recours à de nouveaux instruments ou à des nouvelles politiques pour la gestion de l'environnement est en augmentation [Jordan et al., 2003]. L'OCDE recommande d'ailleurs aux Etats de privilégier, lorsque cela est possible, les instruments économiques pour traiter les nouveaux enjeux environnementaux [OCDE, 2001]. La justification de ce développement repose avant tout sur l'hypothèse que ces nouvelles approches sont les plus efficaces économiquement lorsqu'il s'agit d'atteindre un objectif environnemental. Ceci est globalement vérifié pour les approches économiques (Tietenberg 1991⁹³ ; Newell et al. 1999⁹⁴) : les gains sont obtenus par un transfert entre la valeur économique du dommage potentiellement infligé à la société par l'activité humaine, et les coûts de prévention ou de réparation de ce dommage. L'atteinte d'une solution efficace nécessite alors de minimiser la somme de ces deux coûts, ce qui est théoriquement assuré par des instruments économiques fixés à un niveau adéquat (abattements des pollutions où les coûts marginaux sont les plus faibles et égalisation aux coûts marginaux des dommages).

Il n'en reste pas moins que la protection de l'environnement a un coût pour les entreprises ; et même si celui-ci est réduit par l'utilisation des nouvelles approches, relativement à celles prônant une vision coercitive et centralisée (*command and control*), il est intéressant de s'y attarder et d'étudier son impact sur la compétitivité.

3.2.1.2 Coûts supportés et coûts perçus par les entreprises

Les estimations connues des dépenses relatives à la protection de l'environnement aux Etats-Unis font état d'un niveau représentant 2% du PIB en 1998 (US EPA⁹⁵). En France les estimations de l'IFEN⁹⁶ sont du même ordre de grandeur puisque les dépenses de protection de

⁹³ Tietenberg, T.H., Economic instruments for environmental regulation, Oxford Review of Economic Policy 6(1): 17-33, 1991.

⁹⁴ Newell, R.G., Jaffe, A.B., Stavins, R.N., The induced innovation hypothesis and energy-saving technological change, Quarterly Journal of Economics 114: 941-75, 1999.

⁹⁵ United-States Environmental Protection Agency, Source : www.epa.gov.

⁹⁶ Institut Français de l'ENvironnement, Source : www.ifen.fr.

l'environnement sont évaluées à 2% du PIB pour l'année 2003, les entreprises en finançant environ 40%.

Ces estimations, largement basées sur des auto-estimations communiquées aux autorités, sont associées à de forts niveaux d'incertitudes. Selon Morgenstern et al. [Morgenstern et al., 1998], une augmentation d'un dollar des coûts « rapportés », c'est à dire perçus et communiqués par les entreprises, induit une augmentation des coûts réels d'un niveau supérieur. Les études auxquelles ils font référence suggèrent que les coûts peuvent ainsi augmenter d'un niveau allant jusqu'à douze dollars pour chaque dollar supplémentaire rapporté, tandis que les estimations des auteurs⁹⁷ font état d'une fourchette allant d'un à trois dollars d'augmentation des coûts totaux par dollar supplémentaire de protection de l'environnement communiqué par les entreprises.

Harrington et al [Harrington et al., 1999] rapportent cependant que les coûts des réglementations environnementales, estimés par anticipation, s'avèrent dans la pratique, surévalués relativement aux impacts réellement constatés par la suite. Les auteurs attribuent principalement cela aux innovations non anticipées, au fait que les calculs sont souvent basés sur des maximums ainsi qu'aux changements de règles pouvant intervenir après l'estimation.

Il semble donc que d'un côté, les entreprises ne perçoivent pas précisément les ressources qu'elles déploient pour faire face aux réglementations environnementales qui leur sont imposées mais que d'un autre côté que les estimations *ex-ante* de l'impact économique des réglementations sont surévaluées relativement aux mesures *ex-post*.

3.2.2 Réglementations environnementales et compétitivité

Bureau et Mougeot [Bureau et Mougeot, 2004] reviennent sur les facteurs qui lient réglementations environnementales et compétitivité. Ceux-ci sont principalement au nombre de trois :

- Efficacité économique des réglementations et bilan coûts-avantages.
- Double dividende par redéploiement fiscal.
- Distorsion en économie ouverte.

Il convient tout de même de noter que le concept de compétitivité, qui a un sens relativement clair lorsqu'on se place au niveau d'une entreprise individuelle (si, par exemple, ses coûts unitaires sont supérieurs aux prix qui prévalent sur ses marchés, elle ne pourra vendre ses produits qu'en faisant des pertes, et finira par disparaître) est plus difficile à appréhender au niveau d'un pays [Saint-Paul, 2004]. Une économie entière ne peut disparaître, mais peut connaître des « problèmes de compétitivité », ce qui signifie simplement que des exportations relativement chères créent un déficit de la balance commerciale.

⁹⁷ Effectuées sur la base de données relatives à 800 entreprises sur la période 1979-1991.

3.2.2.1 Bilan Coûts-Avantages

L'efficacité des réglementations peut être appréciée en comparant l'ampleur des avantages aux coûts associés. La difficulté est bien évidemment d'estimer des avantages extrêmement variés, notamment grâce aux concepts de valeur d'usage, d'option, d'existence ou encore de legs, à travers lesquels on s'attache à évaluer les services rendus par la nature (1.5.2 – p31). Les méthodes développées permettent aujourd'hui d'estimer ces rapports Coût-Bénéfice et il est clair qu'une plus grande sélectivité des réglementations basée sur ce critère serait intéressante.

Myrick-Freeman [Myrick-Freeman, 2002], met en avant ce besoin de sélectivité. Les réglementations mises en place aux Etats-Unis présentent en effet, rétrospectivement, des bilans Coûts-Avantages qui varient beaucoup selon les réglementations, certaines étant très favorables (Clean Air Act), d'autres beaucoup moins (Air Quality Standards).

3.2.2.2 Double dividende

La mise en oeuvre d'écotaxes (instruments économiques de deuxième génération) fournit un revenu fiscal à l'origine du concept de double dividende : les écotaxes seraient non seulement bénéfiques par leur impact sur les comportements polluants (1er dividende), mais aussi grâce aux marges de manoeuvre qu'elles apportent pour baisser d'autres impôts (2ème dividende).

Bureau et Mougeot [Bureau et Mougeot, 2004], font référence à l'exemple britannique (Smith, 2003⁹⁸). En une dizaine d'années, l'instauration des écotaxes au Royaume-Uni a constitué une véritable réforme, combinant la création de nouvelles taxes, la suppression des mesures agissant comme « subvention à la pollution⁹⁹ » et le « verdissement » de la fiscalité. Tous ces nouveaux instruments¹⁰⁰ ont immédiatement suscité des réactions et pourtant, les résultats semblent favorables. Ils confirment au moins le rôle des incitations monétaires pour orienter les comportements.

Deux types de taxes restent à distinguer. D'un côté, les taxes sur des biens représentant des postes de consommation importants pouvant procurer des recettes fiscales pérennes (biens dont l'élasticité-prix¹⁰¹ est modérée : transport et consommation énergétique). De l'autre, des taxes qui permettent de modifier structurellement des comportements ciblés et dont les recettes fiscales s'amenuisent alors rapidement.

3.2.2.3 Distorsion en économie ouverte

Dans un contexte de compétitivité internationale (économie ouverte), il est intéressant d'étudier si les avantages fournis par l'efficacité économique (maîtrise des coûts unitaires) et la notion de double dividende (redéploiement fiscal) sont suffisants pour ne pas entraver la compétitivité de

⁹⁸ Smith, S., Écotaxes : quels enseignements?, Les Séminaires de l'IDDRI, n°8, 2003.

⁹⁹ Élimination en 1994 du différentiel de prix entre Gazole et supercarburant.

¹⁰⁰ Taxes sur les décharges, sur les granulats, sur le changement climatique, l'introduction de péage à Londres, etc.

¹⁰¹ L'élasticité-prix de la demande mesure la variation relative de la quantité demandée d'un bien/service suite à une modification relative de son prix. Elle permet de mesurer la « sensibilité » des consommateurs aux modifications du prix [Mas-Colell et al., 1995].

l'économie, ou bien si au contraire, il faut revoir l'ambition des politiques environnementales à la baisse. Le « dumping écologique », défini comme le traitement préférentiel des industries exportatrices par une taxation des émissions inférieure aux coûts d'abattement rentre alors en ligne de compte. Cette notion est appuyée par ce qu'on appelle « *l'hypothèse du havre de pollution* » : des délocalisations, des modifications dans les flux d'investissements internationaux, des réductions d'emplois, etc. seraient la conséquence des différences entre les politiques strictes et laxistes en terme d'environnement de différents pays. L'analyse théorique de ce fait reste ambiguë [Bureau et Mougeot, 2004] et les travaux empiriques dont Copeland et Taylor (2003¹⁰²) ont fait une revue ne parviennent pas à des conclusions robustes sur une liaison de causalité entre la taxation de la pollution et la migration des industries polluantes.

La théorie oppose l'hypothèse du havre de pollution à celle des dotations des facteurs. Dans la première hypothèse, une politique environnementale plus contraignante dans les pays riches que dans les pays pauvres, conduira à une baisse du niveau de production d'un bien dont la fabrication engendre de la pollution. Le prix intérieur du bien augmentera donc avec pour conséquence une influence sur le commerce international. Sous cette hypothèse, le déplacement des productions polluantes vers les pays pauvres et la spécialisation du pays riche au profit d'industries et de services non polluants (nouvelles technologies, finance, information, etc.) apparaissent. Dans l'hypothèse alternative (dotations des facteurs), les pays riches en facteurs utilisés de manière intensive dans les industries polluantes se spécialiseront dans celles-ci. Pour les pays à la fois riches en capital et plus stricts en matière de pollution, deux effets jouent en sens inverse et la nature des spécialisations dépendent de la dominance d'un effet sur l'autre : si l'effet des différences de revenus l'emporte sur l'effet des différences de coûts réglementaires, c'est le pays riche qui se spécialise dans la production génératrice de pollution, même si les régulations environnementales sont plus strictes. Le tableau suivant récapitule les études empiriques testant l'hypothèse du havre de pollution (**Tableau 4**).

¹⁰² Copeland, B.R., Taylor, M.S., Trade, Growth and the Environment, NBER Working Paper, n°9823, 2003.

Effet testé		Etudes	Résultats	Interprétation
effet de la sévérité des réglementations environnementales sur la localisation des industries polluantes	A l'intérieur d'un même pays (Etats-Unis)	Etats-Unis : Becker et Henderson (2000), Khan (1997), Greenstone (2002) et List et al. (2002), Keller et Levinson (2002)	Le durcissement des réglementations environnementales agit négativement sur les décisions de localisation à l'intérieur d'un même pays lorsque les réglementations varient d'une région à l'autre.	Les facteurs et techniques de production sont identiques d'une région à l'autre et seules les différences de réglementations vont influencer les choix de localisation.
	A l'échelle internationale	Low et Yeats (1992), Ratnayake (1998), Lucas, Wheeler et Hettige (1992), Birdsall et Wheeler (1992), Xing et Kolstad (2002)	L'accroissement des normes environnementales dans les pays développés conduit à des délocalisations des industries polluantes et à la création de havres de pollution dans les pays du Sud.	-
		Smarzynska et Wei (2001), Grether et de Melo (2003), Copeland et Taylor (2003).	Les travaux empiriques précédents ne permettent pas de relier le changement des spécialisations à des réglementations différentes de l'environnement.	Existence de facteurs non identifiés (développement des pays du sud, mobilité de l'industrie, rôle des ressources naturelles, accumulation du capital).

Source : Copeland et Taylor (2003)¹⁰³

Tableau 4 – les études empiriques de l'hypothèse du havre de pollution

Les études empiriques réalisées plaident donc plutôt en faveur de l'hypothèse des havres de pollution. L'analyse de la relation entre politique environnementale et commerce international n'a toutefois pas abouti à des conclusions robustes. Une raison essentielle est que les coûts liés à l'environnement sont trop faibles pour influencer les décisions de localisation des entreprises dans la plupart des secteurs. D'autre part, les industries les plus polluantes et donc les plus touchées par les réglementations sont, géographiquement, les moins mobiles. L'effet significatif des politiques environnementales serait donc limité aux industries polluantes mobiles (Ederington et al., 2003¹⁰⁴). Cependant, ils estiment que l'effet des réglementations environnementales sur les investissements internationaux pourrait devenir plus important dans le futur en raison de l'accroissement des coûts d'abattement.

3.2.3 L'hypothèse de Porter

3.2.3.1 Les réglementations environnementales à la source de situations « win-win »

L'une des théories essentielles, lorsqu'il est question d'interaction entre réglementations environnementales et compétitivité, a été formulée par Porter (1991¹⁰⁵).

Elle s'oppose à la vision économique traditionnelle qui consiste à considérer que les entreprises cherchent à minimiser leurs dépenses de protection de l'environnement en considérant la pollution comme un facteur de production classique ; et selon laquelle les réglementations environnementales entraînent des coûts excessifs qui ralentissent les développements

¹⁰³ Copeland, B.R., Taylor, M.S., Op. Cit., 2003.

¹⁰⁴ Ederington, J., Levinson, A., Minier, J., Footloose and Pollution Free, NBER Working Paper, n°9718, 2003.

¹⁰⁵ Porter, M.E., Op. Cit., 1991.

industriels (Denison 1979¹⁰⁶, Christiansen and Haveman 1981¹⁰⁷, Gray 1987¹⁰⁸). Porter suggère quant à lui, que le transfert entre réglementations environnementales et compétitivité tel qu'il est évalué classiquement surestime les coûts environnementaux de mise en conformité, néglige les compensations par l'innovation et ne prend pas bien en compte l'état initial en terme de compétitivité des entreprises affectées. Les marchés auraient en outre déjà prouvé que les réglementations environnementales entraînent la découverte de solutions innovantes prenant la forme de changements technologiques qui, non seulement réduisent les coûts de mise en conformité, mais apportent également des avantages économiques compétitifs.

Dans l'hypothèse de Porter [Porter et Van der Linde, 1995], des réglementations environnementales rigoureuses (sous réserve d'efficacité) peuvent conduire à des situations gagnant-gagnant, « *win-win* », dans lesquelles le bien-être de la société ainsi que le bénéfice des entreprises privées soumises à ces réglementations peuvent être augmentés conjointement. Les auteurs justifient leur hypothèse en considérant que les compensations par innovations technique et organisationnelle sont généralement liées à une utilisation plus rationnelle des ressources, et que finalement un durcissement des réglementations environnementales a pour résultat une meilleure efficacité de la production.

3.2.3.2 Le test de l'hypothèse de Porter

De nombreux économistes restent sceptiques quant à une vérification étendue de cette hypothèse. Palmer et al. (1995)¹⁰⁹ la critique par exemple, tout en reconnaissant le fait que les réglementations environnementales peuvent avoir un impact positif sur la productivité. Les opposants à Porter remettent avant tout en question l'hypothèse sous jacente à son hypothèse qui consiste à considérer que les entreprises recherchent systématiquement les opportunités d'amélioration de leur performance environnementale qui augmentent dans le même temps leur compétitivité. Un autre aspect souvent critiqué est la supposition que les autorités sont en mesure de dimensionner des réglementations à la fois rigoureuses et efficaces, chose paraissant extrêmement difficile dans des pays ayant souvent un lourd passé de mise en oeuvre d'instruments de type « *command and control* » (1.4.1.1 – p26).

Wagner [Wagner, 2003b] a effectué une revue des études réalisées sur le sujet (modèles formels¹¹⁰ et études empiriques) afin de tester l'hypothèse avancée par Porter et pour finalement déterminer les conditions nécessaires à sa réalisation. Le tableau suivant (Tableau 5) présente les conclusions des différentes études prises en compte.

¹⁰⁶ Denison, E.P., Accounting for Slower Economic Growth: The U.S. in the 1970s, Washington: the Brookings institution, 1979.

¹⁰⁷ Christiansen, G.B., Haveman, R.H., Public Regulations and the Slowdown in Productivity Growth, American Economic Review Proceedings, 71, 320-325, 1981.

¹⁰⁸ Gray, W.B., The Cost of Regulation: OSHA, EPA and the Productivity Slowdown, American Economic Review, 77(3), 998-1006, 1987.

¹⁰⁹ Palmer, K., Oates, W.E., Portney, P.R., Tightening environmental standards: the benefit-cost or no cost paradigm, Journal of Economic Perspective 9, 119-132, 1995.

¹¹⁰ Un modèle formel est une représentation mathématique d'un concept.

CHAPITRE 1

	Études	Structure de l'étude	Validation de l'hyp ?	Détails
Modèles formels	Sinclair-Desagné et Gabel (2001) ¹¹¹	Analyse théorique.	OUI	L'augmentation des coûts de productions induite par les réglementations rend plus visibles les opportunités fournies par les innovations.
	Lanloski (2000) ¹¹²	Utilisation d'un modèle incorporant une différenciation des produits où la performance environnementale est synonyme de qualité.	OUI / NON	La validité de l'hypothèse de Porter dépend fortement de la structure du marché (par exemple de l'élasticité prix des biens).
	Xepapadeas et de Zeeuw (1999) ¹¹³	Modèle prenant en compte la réaction des entreprises en terme d'investissements en équipements en réponse à une augmentation des coûts de production.	OUI	L'accroissement des coûts de production entraîne une restructuration du capital et une modernisation des équipements (disparition de l'obsolescence).
	Simpson et Bradford III (1996) ¹¹⁴	Modèle prenant en compte les interactions internationales liées à une taxe sur les effluents. Compétition à la Cournot.	NON	L'avantage induit par les réglementations environnementales est à long terme et ne compense pas forcément l'innovation.
	Alpay (2001) ¹¹⁵	Comparaison du modèle utilisé par Simpson et Bradford III avec un modèle basé sur un système de permis échangeables.	OUI / NON	L'hypothèse de Porter est validée, sauf dans le cas où les prix des permis baissent en dépit d'un durcissement de la réglementation.
	Mohr (2002) ¹¹⁶	Modèle similaire à Xepapadeas et de Zeeuw en ajoutant les effets d'entraînement externes relativement à une technologie.	OUI / NON	Validation de l'hypothèse si une nouvelle technologie, toujours plus efficace que l'ancienne, est disponible, et si la politique environnementale la favorise.
Modèles empiriques	[Porter et van der Linde 1995]	Secteur des piles et batteries, encre d'impression, électronique, pâte à papier, réfrigérateurs.	OUI	Substitution par des matériaux moins chers. Meilleure efficacité des matières dans les procédés. Création de nouveaux marchés et diminution de primes d'assurance.
	Jaffe et al (1995) ¹¹⁷	Revue de 16 études empiriques, limitées au secteur industriel US.	OUI / NON	Peu de preuves d'un impact négatif des réglementations environnementales sur la compétitivité. La productivité moyenne peut augmenter, mais ne peut baisser.
	Albrecht (1998) ¹¹⁸	Produits spécifiquement affectés par le protocole de Montréal ; aux US et au Canada.	OUI	Tous les pays devant s'y conformer ; la compétitivité est augmentée dans ceux où les réglementations sont les plus strictes.
	Mulatu et al (2001) ¹¹⁹	Régression sur des études empiriques, analysant l'effet de réglementations strictes sur les échanges internationaux.	OUI / NON	Les résultats négatifs sont les plus nombreux. La présence dans l'échantillon de pays en voie de développement renforce cela.
	Murty at Kumar (2003) ¹²⁰	Influence sur la productivité de 92 entreprises de 12 industries polluantes (eau).	OUI	Les entreprises les moins polluantes sont les plus efficaces. L'hypothèse est ici vérifiée à l'échelle d'un pays.

Source : [Wagner, 2003b]

Tableau 5 – Les études testant l'hypothèse de Porter

Selon les études, s'il y a un impact négatif des réglementations environnementales sur la compétitivité des entreprises, ce dernier est plutôt faible. Enfin, une relation positive entre

¹¹¹ Gabel, L. H. and Sinclair-Desagné, B., The firm, its procedures and win-win environmental regulations, in: Folmer H., Gabel, L. H., Gerkin, S., Rose, A., (eds) Frontiers of environmental economics. Cheltenham: Edward Elgar: 148-175, 2001.

¹¹² Lankoski, L., Determinants of environmental profit, PhD thesis, Helsinki university of technology, 2000.

¹¹³ Xepapadeas, A., and de Zeeuw, A., Environmental policy and competitiveness: the Porter hypothesis and the composition of capital, Journal of environmental economics and Management 37: 165-182, 1999.

¹¹⁴ Simpson, R. D., Bradford III, R. L., Taxing variable cost: environmental regulation as industrial policy, Journal of environmental economics and Management 30: 282-300, 1996.

¹¹⁵ Alpay, S., Environmental Regulations, Innovations and international competitiveness: some new insights. Paper presented at the International Summer school on Economics, innovation, technical progress and environmental policy: Seon, Germany, 2001.

¹¹⁶ Mohr R. D., Technical change, External Economies, and the Porter hypothesis, journal of environmental economics management 43: 158- 168, 2002.

¹¹⁷ Jaffe, A. B., Peterson, S. R., Portney, P. R., Stavins, R. N., Environmental regulation and the competitiveness of U.S manufacturing: what does evidence tell us ?, Journal of economic literature, Vol 23: 132-163, 1995.

¹¹⁸ Albrechet J., Environmental regulation, comparative advantage of the Porter hypothesis. Working paper, University of Ghent; faculty of economics and applied economics, 1998.

¹¹⁹ Mulatu A., Florax, R. J., Withagen, C. A., Environmental regulation and competitiveness: a meta analysis of international trade studies, IT discussion paper, Amsterdam: Tinbergen institute, 2001.

¹²⁰ Murty, M. N., Kumar S., Win-win opportunities and Environmental regulations: testing of Porter hypothesis for Indian manufacturing industries, journal of environmental management, 67(2): 139-144, 2003.

réglementations environnementales et compétitivité, émergerait plutôt sous les conditions suivantes [Wagner, 2003b] :

- L'utilisation de réglementations efficaces économiquement (en particulier les permis échangeables).
- L'existence d'une structure de marché favorable avec en particulier une demande de biens environnementaux différenciés par un nombre suffisamment important de consommateurs.
- La disponibilité de technologies non utilisées, plus efficaces.

La vérification de l'hypothèse de Porter reste soumise au niveau d'observation choisi (firme, industrie, économie nationale). Dans son étude, Wagner précise également que la compétitivité ne peut être définie d'une manière unique et que, selon le choix effectué, les résultats du test de l'hypothèse de Porter diffèrent.

Il apparaît donc, même si la littérature traitant de ces relations reste peu étoffée, que globalement, et sous certaines conditions, l'hypothèse de Porter semble vérifiée.

Nous avons donc vu que la mise en oeuvre de réglementations environnementales n'engendre pas nécessairement une détérioration de la compétitivité. Au contraire, sous réserve que celles-ci soient efficacement dimensionnées, des avantages économiques peuvent être induits par des facteurs tels que l'innovation ou une meilleure utilisation des ressources.

Nous nous interrogeons par la suite sur l'efficacité des approches volontaires développées par les entreprises. Ces dernières furent en effet développées en réponse à des réglementations environnementales considérées comme contraignantes et entravant la compétitivité. Ces démarches volontaires engendrent-elles cependant réellement des améliorations de l'environnement efficace économiquement ?

3.3 Les démarches volontaires, l'exemple de l'efficacité des Systèmes de Management Environnementaux

Nous choisissons dans cette partie de nous intéresser au SME (Système de Management de l'Environnement) qui constitue l'approche volontaire la plus emblématique de la gestion de l'environnement.

3.3.1 Présentation générale

3.3.1.1 Origines du SME

Les premiers Systèmes de Management de l'Environnement apparurent dans les années 1980 en Amérique du nord [Watson et Emery, 2004], et furent en premier lieu dimensionnés afin de répondre aux besoins des entreprises les ayant déployés. La nécessité de se conformer à des procédures reconnues internationalement s'est traduite progressivement par la mise en place

de systèmes d'audit et a finalement abouti en 1993 à la création par la communauté européenne de l'EMAS¹²¹, suivi deux ans plus tard de l'ISO 14001¹²².

Il est en premier lieu intéressant de préciser que les mises en oeuvre de ces deux systèmes, en dépit de leurs dissimilarités¹²³, n'impliquent pas de différences notables en terme de performances environnementales et économiques [Freimann et Walther, 2001].

Les Systèmes de Management Environnementaux (SME) peuvent être vus comme une réponse des entreprises au durcissement des réglementations environnementales et plus particulièrement aux approches coercitives de type « *command and control* » [Watson et Emery, 2004], [Wagner et al., 2003]. Leur développement s'inscrit donc globalement dans la perspective plus générale d'un déplacement des régulations environnementales classiques (instruments réglementaires de 1ère génération), aux instruments plus récemment développés qui incluent les approches économiques ainsi que les démarches informationnelles ou encore volontaires.

3.3.1.2 Développement du SME

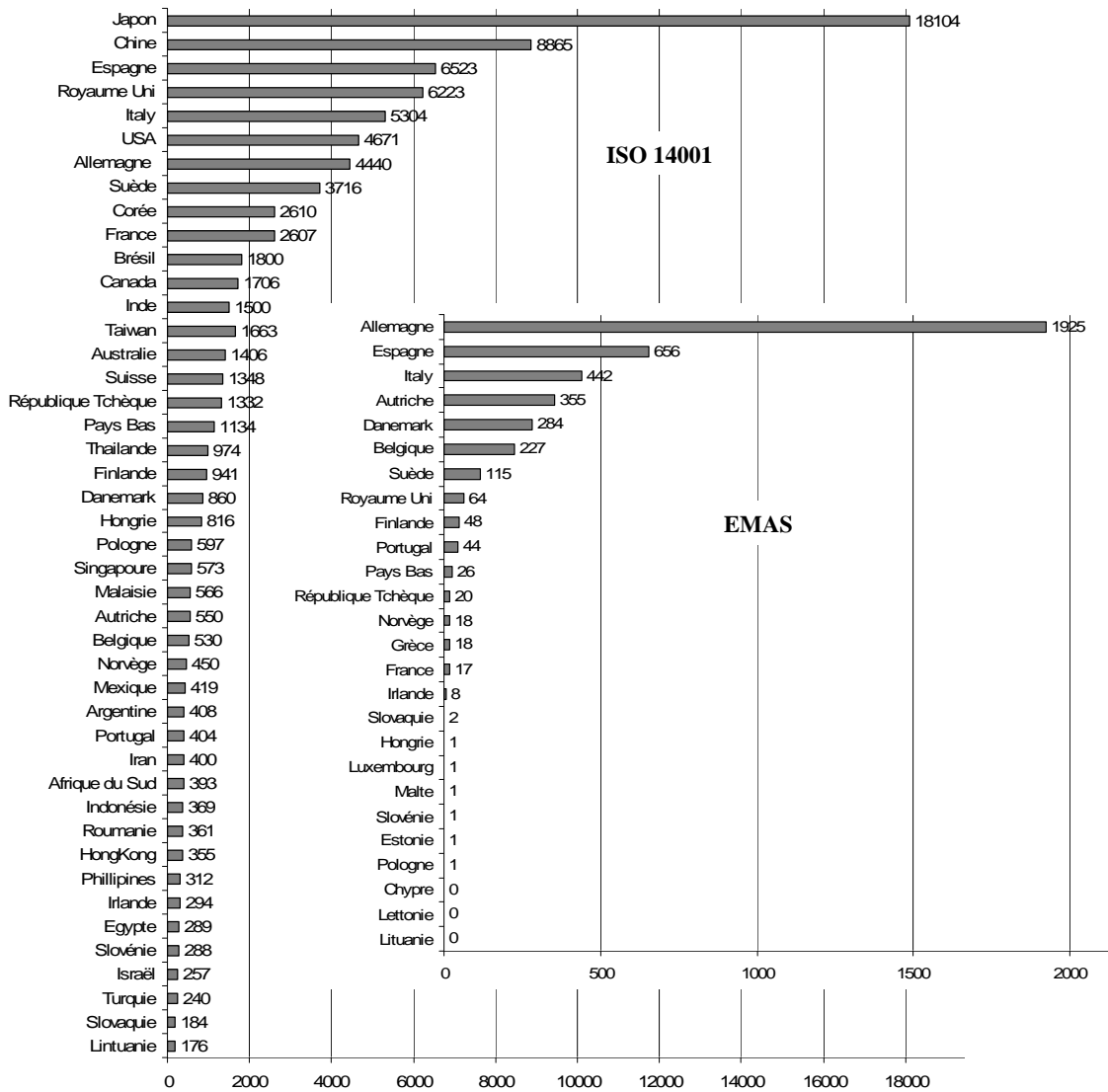
L'ISO 14001 et l'EMAS devinrent alors les outils principaux de démonstration d'une responsabilité environnementale sur un marché d'autant moins régulé par les évolutions réglementaires (MacLean, 2004¹²⁴), avec le succès qui leur est connu :

¹²¹ Eco-Management and Audit Scheme – Règlement 1836/93/EC.

¹²² International Standardisation Organisation.

¹²³ La conformité réglementaire et la publication d'un rapport environnemental sont, par exemple nécessaires pour une certification EMAS

¹²⁴ MacLean, R., Environmental management systems: do they provide real business value?, Environmental Protection, pp.12-14, 2004.



Source : EMAS, ISO¹²⁵

Figure 14 – Nombre de sites certifiés EMAS et ISO 14001 en 2005

Il n'est donc pas inutile de s'interroger sur les effets induits par les SME, notamment en comparaison des approches de type « *command and control* » qu'ils sont censés suppléer plus efficacement. Ceci, d'autant plus qu'une étude de l'OCDE [OCDE, 2003] évaluant les approches volontaires (accords négociés et les programmes publics), conclut que l'efficacité de ces instruments est sujette à caution et que leur efficacité économique est souvent faible.

3.3.2 SME et performance environnementale

3.3.2.1 Les études empiriques

Les premiers chapitres de l'EMAS et de l'ISO 14001 font tous deux référence à la promotion d'une amélioration continue de la performance environnementale des organisations, celle-ci étant atteinte par la mise en oeuvre de contrôles au sein du système de management.

¹²⁵ <http://www.eu.int/comm/environment/emas/>, <http://www.ecology.or.jp/isoworld/english/analy14k.htm>

Cependant, cette relation entre système de management et amélioration des performances environnementales ne peut être considérée comme acquise, d'autant plus qu'une enquête conduite auprès de 158 entreprises suisses (Hamschmidt, 2000¹²⁶) met en exergue 14 raisons considérées comme « très importantes » ou « plutôt importantes » à l'implémentation d'un SME, parmi lesquelles uniquement 3 peuvent être reliées à un objectif environnemental : « minimiser les risques », « assurer la conformité réglementaire » et « développer une activité plus écologique » (respectivement 4ème, 9ième et 12ème). Parmi les autres raisons peuvent être cités les objectifs « de renforcement de l'innovation », « de fidélisation de la clientèle » ou encore « d'amélioration de l'image publique ».

Les études disponibles (Tableau 6) mettent en avant le manque de preuves empiriques de l'efficacité environnementale des SME, ceci malgré l'accroissement récent de la littérature sur le sujet. La majorité des études tendent cependant à démontrer une efficacité environnementale due aux Systèmes de Management Environnementaux, celle-ci restant d'un niveau modeste.

Etude	Approche et échantillon	Résultats sur le lien entre SME et performance
Dahlström et al 2003 ¹²⁷	Analyse statistique du lien entre SME et estimation par les autorités de la performance de 800 sites	Meilleure performance en terme de procédures mais pas d'impact sur les probabilités d'occurrences d'incidents, de plaintes ou de non conformités
Kuisma et al 2001 ¹²⁸	Etude en profondeur de l'industrie finlandaise du papier, qualitative et quantitative	Amélioration de la gestion des déchets et des risques; faiblesse dans le développement de produit
Hamschmidt et al 2001	Autoévaluation par 158 entreprises (enquête)	10%: amélioration importante 60%: amélioration faible 30%: détérioration / inconnu
Steger 2000 ¹²⁹	Revue de 24 études empiriques, la plupart basées sur des questionnaires d'autoévaluation	Meilleure conformité, quelques cas d'amélioration identifiés mais pas de changements fondamentaux
FEU 1998 ¹³⁰	Autoévaluation de 27 entreprises	Meilleure conformité mais pas d'information quantitative sur les performances
UNI/ASU 1997 ¹³¹	Autoévaluation de 723 entreprises, principalement quantitative	Identification de cas d'amélioration, mais pas d'information quantitative
Wagner et al 2003	274 entreprises européennes. Etudes des performances normalisées (rapports, registres, enquêtes) et analyses statistiques	Performance des entreprises certifiées faiblement supérieure. Effet positif sur un nombre réduit d'impacts

Adapté de [Wagner et al., 2003]

Tableau 6 – Etudes clés sur l'efficacité environnementale des SME

Les améliorations les plus significatives constatées dans ces études sont principalement liées à la gestion des déchets ainsi qu'aux consommations énergétiques et d'eau. Il est intéressant de noter que ces domaines sont ceux où les économies réalisées peuvent être mesurées relativement facilement.

¹²⁶ Hamschmidt, J., Economic and ecological impacts of Environmental Management Systems in companies: Experience from Switzerland. Euro Environment 2000 - Visions, Strategies and Actions towards Sustainable Industries, Aalborg, DK, 2000.

¹²⁷ Dahlström, K., Howes, C., Leinster, P., Skea, J., Environmental management systems and company performance: Assessing the case for extending risk-based regulation, European Environment (13): 187-203, 2003.

¹²⁸ Kuisma, M., Lovio, R., Niskanen, S., Hypotheses on the impact of environmental management systems in industry, Ministry of the Environment (Finland), Helsinki, 2001.

¹²⁹ Steger, U., Umweltmanagementsysteme - Erfahrungen und Perspektiven, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 4, 467-506, 2000.

¹³⁰ FEU, Vorläufige Untersuchungsergebnisse und Handlungsempfehlungen zum Forschungsprojekt Evaluierung von Umweltmanagementsystemen zur Vorbereitung der 1998 vorgesehenen Ueberprüfung des gemeinschaftlichen Oeko-Audit-Systems, Frankfurt, 1998.

¹³¹ UNI/ASU, Öko-Audit in der mittelständischen Praxis – Evaluierung und Ansätze für eine Effizienzsteigerung von Umweltmanagementsystemen in der Praxi, Unternehmerinstitute.V, Arbeitsgemeinschaft selbständiger Unternehmer, Bonn, 1997.

3.3.2.2 Conclusions

L'adoption de ces systèmes de management environnementaux s'avère utile dans une perspective de mise en lumière, pour les organisations, des non-conformités et des impacts environnementaux issus de leurs activités. Il est également clair que leurs mises en oeuvre impliquent des diminutions tangibles de ces derniers, ces réductions étant cependant disparates selon le type d'organisation considéré [Hamschmidt et Dyllick, 2001]. Les grandes entreprises vont notamment plus loin en terme de mesure et de contrôle de leurs activités, que ce qui est requis par les standards internationaux.

Il reste que les améliorations des performances environnementales sont très réduites, notamment relativement à ce qui est attendu d'un Système de Management de l'Environnement. Les explications avancées dans les différentes études sont nombreuses :

- La performance environnementale, multidimensionnelle, est complexe à mesurer, d'autant plus qu'aucune méthode de pondération des impacts entre eux n'est aujourd'hui communément acceptée.
- Le manque de données sur les performances environnementales est important. Dans la plupart des pays il n'existe pas de registre d'enregistrement des émissions et la publication de rapports environnementaux n'est pas obligatoire. De plus la comparabilité des données publiées est difficile du fait des nombreux formats utilisés (en dépit des organisations du type GRI).
- La plupart des études n'observent qu'un nombre réduit d'entreprises à travers des autoévaluations.

Le défi consiste aujourd'hui à faire privilégier par les organisations l'amélioration de la performance à la simple recherche de la conformité, ceci étant d'autant plus vrai pour les petites et moyennes entreprises et pour les organisations des pays en voie de développement. Les critères de certification étant en effet basés sur la conformité aux standards plus que sur l'amélioration des performances (Environmental Manager, 1996¹³²), le niveau d'efficacité d'un système certifié sera intimement lié à celui que l'entreprise veut bien lui conférer.

3.3.3 SME et performance économique

3.3.3.1 Les difficultés de mesure de la performance économique d'un SME

Peu d'études répondent clairement lorsqu'il s'agit d'estimer les coûts et bénéfices engendrés par l'adoption d'un SME. Des variations peuvent en plus apparaître selon qu'une approche propre ou se conformant aux standards (EMAS et ISO 14001) soit mise en oeuvre. Hamschmidt et Dyllick [Hamschmidt et Dyllick, 2001] fournissent une nouvelle fois quelques pistes intéressantes. Ils classent ainsi les dépenses en différentes catégories : les coûts de mise en place (coûts internes d'établissement des procédures, des documentations, coûts des conseils

¹³² Environmental Manager, ISO 14001: a critical view, Vol. 7 No.3, pp.13-15, 1996.

externes, etc.), les coûts de certification et les coûts de fonctionnement annuels. Les évaluations fournies (coûts et bénéfices engendrés par les SME) diffèrent grandement selon la taille de l'entreprise, et les auteurs admettent volontiers le caractère incertain qui leur affère (ceci est d'autant plus vrai pour les bénéfiques).

Cette incertitude est sans doute liée à la difficulté d'identification des coûts environnementaux, elle même étant induite par leur agrégation dans des frais généraux, mais également par le fait que les documents financiers et techniques ne sont pas forcément assez sophistiqués pour permettre l'extraction des données nécessaires [Freimann et Walther, 2001], [US EPA, 1995]. Watson et Emery [Watson et Emery, 2004] estiment, quant à eux, qu'un SME efficace est forcément intégré transversalement à toutes les activités de l'entreprise, ce qui le rend difficilement distinguable en tant qu'entité séparée. En ce qui concerne les bénéfices, Hamschmidt et Dyllick (2001) rappellent que certains des objectifs d'un système de management de l'environnement, considérés comme important, sont difficiles à traduire monétairement. C'est le cas de la conformité réglementaire, de la réduction des risques, de l'image de l'entreprise et des relations avec les autorités ainsi qu'avec les autres parties prenantes. Enfin Wagner et al [Wagner et al., 2003] font remarquer que la mise en place d'un SME peut induire, à travers la recherche de la conformité réglementaire, des investissements lourds, par exemple liés à des mesures d'abattement de la pollution, non anticipées.

3.3.3.2 Conclusions

Lorsqu'ils furent tout de même mesurés économiquement, les niveaux de bénéfices réalisés à court terme atteignirent généralement un niveau comparable aux coûts de mise en oeuvre [Hamschmidt et Dyllick, 2001].

Une étude réalisée pour l'ADEME (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) [ADEME, 1999] montre également que le coût de la mise en place d'un SME, à condition qu'il soit intégré dans une démarche globale de performance, n'excède qu'exceptionnellement les bénéfices qu'on peut en tirer. Leurs évaluations rapportent en outre un délai de récupération d'environ deux ans. Cependant les chiffres annoncés ne sont par réellement observés, mais seulement estimés de manières théoriques sans aucune évidence quant à leur vérification, ce qui tend à leur conférer une incertitude très élevée.

L'influence des SME sur la performance économique reste d'ailleurs difficile à prouver statistiquement. Wagner [Wagner, 2002] ne démontra ainsi pas de relation positive entre adoption d'un SME et rentabilité ou efficacité énergétique sur la période 1991-2001 (échantillon de 306 entreprises allemandes). Des études mettent tout de même en avant des corrélations positives entre SME et compétitivité des entreprises (Gimenez et al, 2003¹³³, Rezaee et al,

¹³³ Giménez Leal, G., Casadesús, C., Valls, J., Using environmental management systems to increase firms' competitiveness, Corporate Social Responsibility and Environmental Management, Volume 10, Issue 2, Pages 101-110, 2003.

2000¹³⁴). Rennings et al. [Rennings et al., 2003], dans une perspective différente et non économique, montrèrent quant à eux (par enquêtes et études de cas) l'influence positive des SME sur l'innovation environnementale et la communication liée à ces dernières.

Il reste que les SME sont considérés par les managers comme étant des investissements économiquement profitables à long terme. Ils sont en outre, en règle générale en accord avec les scientifiques qui ont réalisé des études sur le sujet, ceci, en dépit des problèmes posés par les recherches empiriques dans ce domaine [Freimann et Walther, 2001]. Cette vision étant, de plus, en phase avec les résultats de certaines études empiriques (Gimenez et al., 2003).

Certains auteurs mettent tout de même en doute le fait que ces approches soient globalement plus efficaces économiquement, relativement aux avancées écologiques qu'elles apportent, que les instruments de type « *command and control* ». Watson et Emery [Watson et Emery, 2004] insistent ainsi sur le poids des activités de consulting, supporté par la société, qui est intimement lié aux développements de ces systèmes de management.

L'étude de l'exemple emblématique des approches volontaires, qu'est le développement de SME, ne démontre donc pas de manière claire une augmentation de l'éco-efficacité des mesures environnementales des entreprises. Certes la conformité réglementaire est grandement améliorée, mais cela ne constitue pas un avantage flagrant sur les approches de type réglementaire. La difficulté de mesure de la performance environnementale et de sa performance économique associée, explique en partie le fait que des facteurs tangibles d'amélioration ne soient pas nécessairement perceptibles. La disparité flagrante des résultats qui apparaît entre les différentes organisations laisse penser que la volonté réelle de l'entreprise d'améliorer son éco-efficacité est un point fondamental. Tout ceci témoigne finalement du fait que prendre conscience que la gestion de l'environnement peut aider à l'amélioration de la performance économique nécessite la mesure précise des diverses performances internes.

3.4 Les activités environnementales et la prévention des pollutions, une réflexion sur l'éco-efficacité et la création de valeur

Comme nous l'avons vu dans la partie précédente, les principaux domaines qui bénéficient d'une amélioration environnementale, du fait du déploiement d'un SME au sein d'une entreprise, sont ceux de la gestion des déchets et des consommations énergétiques et d'eau [Wagner et al., 2003]. La principale raison invoquée est que ce sont les activités environnementales pour lesquelles les coûts sont les plus facilement mesurables et donc perceptibles. La rentabilité des actions réalisées dans ces domaines apparaîtrait donc de manière plus flagrante que dans d'autres pour les organisations. Il est clair que les actions mises en œuvre dans ces secteurs spécifiques sont d'une manière générale des réductions à la

¹³⁴ Rezaee, Z., Elam, R., Emerging ISO 14000 environmental standards: a step-by-step implementation guide, Managerial Auditing Journal 2000;15(1/2):60-7, 2000.

source ou des recyclages qui peuvent majoritairement être qualifiées d'activité de prévention des pollutions (2.1.2.3 – p44).

Nous allons dans cette partie, essayer d'analyser les actions environnementales du point de vue de leur efficacité environnementale¹³⁵. L'objectif est de savoir s'il est possible de mettre en avant des paramètres conditionnant la rentabilité économique de ces activités. « *Quels sont les types de stratégies d'amélioration de l'environnement les plus efficaces ?* », « *Quelles actions sont, d'une manière générale, difficiles à rentabiliser ?* », restent quelques questions auxquelles nous souhaitons apporter des réponses.

3.4.1 Activités environnementales et compétitivité

Comme nous l'avons déjà vu en préambule (3.1 – p64), les réflexions sur les conséquences économiques des actions environnementales voient généralement s'affronter deux points de vue à priori inconciliables [Boiral, 2003].

3.4.1.1 Les approches « win-loose » et « win-win »

- Le premier point de vue consiste à affirmer que les avantages des actions environnementales menées par les entreprises ne compensent pas les coûts souvent importants qu'elles impliquent.
- Le second repose au contraire sur l'affirmation que les actions pour réduire les impacts des activités industrielles sur le milieu naturel sont profitables pour les entreprises.

Nous revenons brièvement aux relations entre environnement et compétitivité, à travers la présentation de ces deux hypothèses, généralement qualifiées de « win-win » et « win-loose ». Ces approches que nous avons déjà étudiées sous l'optique de la réglementation (3.2.1 – p67) sont ici étendues à la notion d'activités environnementales et d'investissements y étant liés.

Dans l'approche classique « win-loose », les enjeux et pressions écologiques apparaissent comme des contraintes générant des coûts susceptibles de menacer la pérennité des organisations. Ainsi, les écarts entre les attentes de la société et la perception du comportement des entreprises, souvent associées à des « pollueurs », représentent des menaces pour la légitimité et pour la survie des organisations (Suchman, 1995¹³⁶) [Boiral, 2003].

Des études empiriques, s'attachant à modéliser les relations entre les investissements environnementaux et les situations économiques des entreprises montrent que le développement de la réglementation environnementale et les investissements réalisés pour y

¹³⁵ Nous distinguons ici l'efficacité de l'efficacé. L'efficacé peut étre vue comme une comparaison des résultats obtenus relativement aux objectifs fixés, tandis que l'efficacité compare les résultats obtenus aux moyens mis en œuvre. Dans notre cas l'efficacité environnementale est intimement liée au concept d'éco-efficacité.

¹³⁶ Suchman, M.C., Managing Legitimacy: Strategic and Institutional Approaches, Academy of Management Review, vol. 20, n° 3, p. 571-610, 1995.

répondre tendent à avoir un impact négatif sur la productivité des entreprises (Denison, 1978¹³⁷, Christainsen et Haveman, 1981¹³⁸, Guollop et Roberts, 1983¹³⁹, Dufour, Lanoie et Patry, 1992¹⁴⁰) [Boiral, 2003].

Ce principe a par la suite été largement contesté, notamment par le dimensionnement des modèles « *win-win* ». Dans ces derniers, des avantages sont supposés pouvoir être tirés des initiatives environnementales, notamment à travers la réalisation d'économies de matières et d'énergie, la réduction des coûts de traitement des contaminants et des frais d'enfouissement des déchets, l'amélioration de l'image de l'entreprise, l'amélioration des procédés, l'innovation technologique, etc. Cette perspective « *win-win* » est souvent appelée « *l'hypothèse de Porter* » (3.2.3 – p71). Comme nous l'avons déjà vu, les études menées depuis le début des années 90 pour vérifier cette hypothèse donnent des résultats nuancés. Il reste que sous certaines conditions, l'avantage économique induit par les actions environnementales est vérifié (Azzone et Bertèle, 1994¹⁴¹, Shrivastava, 1995¹⁴², Lanoie et Tanguay, 1999¹⁴³) [Boiral, 2003].

3.4.1.2 La remise en cause de ces hypothèses simplificatrices

Boiral [Boiral, 2003], remet en cause cette vision simplificatrice qui consiste à faire s'affronter deux logiques arbitraires. Certains investissements environnementaux ont ainsi des retombées économiques clairement positives à plus ou moins long terme, mais d'autres peuvent aussi exiger de lourdes dépenses pouvant compromettre la santé financière de l'entreprise (Palmer et al., 1995¹⁴⁴). Les retombées économiques des actions environnementales vont donc dépendre de nombreux facteurs, comme par exemple, le type d'industrie ou encore la nature des contaminants considérés.

Les programmes environnementaux des entreprises et leurs impacts économiques ne constituent donc pas une réalité homogène et universelle. Certaines initiatives débouchent sur des économies de matières ou d'énergie alors que d'autres impliquent au contraire des coûts nets souvent considérables.

Il est également à noter que les industries soumises à de fortes pressions environnementales, considèrent généralement les investissements pour réduire la pollution beaucoup plus comme des actions nécessaires, voire indispensables, que comme des investissements

¹³⁷ Denison, E., Effects of Selected Changes in the Institutional and Human Environment Upon Output per Unit of Input, Survey of Current Business, vol. 58, n°1, p.21-44, 1978.

¹³⁸ Christainsen, G.B., Haveman, R.H., Public Regulations and the Slowdown in Productivity Growth, American Economic Review Proceedings, n°77, p.320-325, 1981.

¹³⁹ Guollop, F.M., Roberts, M.J., Environmental Regulations and Productivity Growth: the cas of fossil-fueled electric powr generation, Journal of Political Economy, p.654-674, 1983.

¹⁴⁰ Dufour, C., Lanoie, P., Patry, M., Regulation and Productivity in the Quebec Manufacturing Sector, Cahier de Recherche, Montréal, École des HEC, 1992.

¹⁴¹ Azzone, G., Bertèle, U., Exploring Green Strategies for Competitive Advantage, Long Range Planning, vol. 27, n°6, p. 69-81, 1994.

¹⁴² Shrivastava, P., The Role of Corporations in Achieving Ecological Sustainability, Academy of Management Review, vol. 20, n° 4, p. 936-960, 1995.

¹⁴³ Lanoie, P., Tanguay, G.A., Dix exemples de rentabilité financière liés à une saine gestion environnementale, Revue Gestion, printemps, p. 30-38, 1999.

¹⁴⁴ Palmer, K., Oates, W.E., Portney, P., Tightening Environmental Standards: The Benefit-cost Paradigm, Journal of Economic Perspectives, vol. 9, p. 119-131, 1995.

discrétionnaires dont l'évaluation doit reposer exclusivement sur des critères de coûts-bénéfices économiques. Ce point peut expliquer le manque de mesures tangibles effectives concernant la rentabilité des investissements environnementaux.

Nous nous attachons dans la partie suivante à décrire les difficultés d'évaluation des activités environnementales et plus particulièrement en ce qui concerne les activités des préventions des pollutions.

3.4.2 L'évaluation économique des activités de prévention des pollutions

3.4.2.1 Les difficultés d'évaluation

En premier lieu, les systèmes comptables traditionnels ne sont pas spécifiquement dimensionnés pour la prise en compte de projets environnementaux, ceci étant tout particulièrement vrai pour les actions de prévention des pollutions [NEWMOA 1994], [US EPA 95]. Le problème fondamental est que de nombreuses diminutions de coûts induites par ces activités ne sont pas incluses dans les évaluations financières traditionnelles, ou tout du moins, sont grandement sous-estimées. Nous reviendrons plus spécifiquement sur ce problème plus loin (1.2.2 – p115).

L'un des autres points souvent évoqué concerne la prise en compte du temps. Il semble en effet, que les systèmes traditionnels n'évaluent pas nécessairement les projets environnementaux sur des périodes assez longues pour en capturer les économies substantielles [NEWMOA, 1994].

Tous ces points sont essentiels et interviennent dans les débats existants aujourd'hui autour de la rentabilité des activités environnementales pour les entreprises industrielles. Il reste que sur ce thème, une distinction fondamentale doit être effectuée entre les actions préventives et palliatives. En effet les actions palliatives, « *end of pipe* », génèrent des coûts supplémentaires pour l'entreprise, tandis que les actions préventives peuvent se substituer avantageusement, d'un point de vue tant économique qu'environnemental, à des mesures ou à des équipements palliatifs coûteux situés en aval des procédés. Les effets des différentes stratégies de réduction de la pollution sont présentés dans le schéma suivant (Figure 15).

Stratégie de réductions des pollutions		
	Stratégie préventive	Stratégie palliative
Réduction de la pollution	Amélioration continue	Radicale
Coûts	Progressifs et variables	Elevés
Impacts sur la compétitivité	Positifs (« <i>win-win</i> »)	Faibles ou négatifs (« <i>win-lose</i> »)

Adapté de [Boiral, 2003]

Figure 15 – Impacts économiques classiques des stratégies de réductions des pollutions

Nous nous plaçons dans la suite de cette partie dans le cadre des activités de préventions des pollutions.

3.4.2.2 L'évaluation des activités de préventions des pollutions

Nous ne revenons pas précisément sur la définition de la prévention des pollutions (2.1.2.3 – p44). Nous rappelons cependant que l'objectif principal de ce type d'approches est de s'attaquer aux causes des pollutions plutôt que d'en gérer les conséquences. L'idée principale est donc de réduire à la source les polluants ou les consommations afin d'éviter les activités de traitements et d'éliminations plus tard. Nous rappelons toutefois que les activités de réduction à la source pures sont complétées, dans le périmètre de la prévention des pollutions, par la mise en œuvre de techniques de recyclage.

Les acronymes donnés, par certains grands groupes industriels, à leurs projets écologiques de prévention des pollutions, laissent penser que ceux-ci sont clairement à l'origine de la réalisation d'économies substantielles. Nous pouvons par exemple citer les programmes suivant : « *Pollution Prevention Pays (PPP)* » chez 3M, « *Waste Reduction Always Pays (WRAP)* » chez Dow Chemicals, « *Save Money and Reduce Toxics (SMART)* » chez Chevron [Boiral, 2003].

Le concept de Prévention des Pollutions a effectivement donné de la consistance au discours prônant l'existence de situations « *win-win* ». Il reste, qu'en dépit des exemples prouvant l'existence de telles opportunités, qui sont rapportés par des études scientifiques, le chemin de la prévention des pollutions n'est encore que très peu emprunté. Ceci tend à prouver que le secteur privé n'est pas à même d'identifier clairement les opportunités qui se présentent à lui [Boyd, 98].

Partant de l'observation qu'aujourd'hui, peu de choses sont connues quant aux facteurs qui font qu'une entreprise réalise ou non des projets de prévention des pollutions, Boyd [Boyd, 98], a formulé une typologie des barrières pouvant s'opposer à la réalisation de ce type d'investissement.

Pour cela, l'auteur s'est appuyé sur trois études de cas constituées de trois prises de décisions réelles, relatives à des activités de prévention des pollutions. Ces trois cas, tous situés dans le secteur de l'industrie chimique, ont été très précisément observés. Les investissements analysés dans les deux premiers cas (Dow, Monsanto) n'ont pas survécu aux processus d'évaluation d'investissements menés dans ces entreprises. Le dernier cas (DuPont) est lui constitué d'un produit destiné à procurer des avantages économiques aux clients industriels à travers une stratégie de prévention des pollutions, qui a rencontré des difficultés sur le marché.

Nous ne présentons pas précisément ces cas, mais nous apportons quelques précisions nous paraissant utiles. Dans le cas « Dow », le projet présentait un Taux de Rentabilité Interne (TRI) (Équation 3 – p55) extrêmement intéressant, d'au moins 70%. Cependant, l'estimation de la rentabilité fut considérée comme trop incertaine relativement à des paramètres techniques et

réglementaires. L'investissement évalué par Monsanto, ne présentait quant à lui qu'un TRI de 11%, ce qui le situait bien en dessous des objectifs financiers stratégiques fixés. Enfin le produit « vert » mis sur le marché par DuPont n'apporta pas la rentabilité espérée du fait d'une forte surestimation de la demande. Cette analyse marketing et financière trop optimiste s'explique en partie par des hypothèses effectuées sur les évolutions réglementaires, en terme de contrôle des pollutions, s'étant révélées trop strictes relativement à la réalité.

Les barrières que doit franchir un investissement de prévention des pollutions, formulés par Boyd [Boyd, 98], sont consignées dans le tableau suivant (Tableau 7).

Paramètres clés	Facteurs à prendre en compte	Exemples
Les enjeux techniques	Les projets de prévention des pollutions présentent souvent des enjeux techniques complexes qui ont d'importantes implications dans les analyses financières.	<i>Certains projets induisant un faible niveau de « prévention des pollutions » nécessite la revue d'un ensemble complet de procédés inter-reliés.</i>
	L'estimation des coûts des nouveaux procédés est souvent coûteuse.	<i>Les analyses financières initiales peuvent s'avérer discutables si les incertitudes techniques ne peuvent être levées à un coût raisonnable.</i>
Les incertitudes	Les incertitudes quelles soient liées au marché, aux caractéristiques techniques ou à la réglementation altèrent souvent les décisions, par exemple en induisant un délai.	<i>Dans certains cas le report de la prise de décision concernant un projet peut avoir de la valeur. Les délais permettent la diminution des incertitudes et évitent les pertes potentielles irréversibles liées à un investissement..</i>
Les pressions et barrières réglementaires	Le renforcement de certaines réglementations peut permettre le développement et le marketing de produit de prévention des pollutions.	<i>L'augmentation des efforts à réaliser pour assurer la conformité et le contrôle, par exemple de certains effluents sous réglementés, accroît la valeur financière des nouveaux produits qui fournissent des solutions de prévention des pollutions.</i>
	Certaines réglementations peuvent constituer des obstacles à la diffusion de technologies de prévention des pollutions.	<i>Dans certains cas, des réglementations peuvent augmenter les coûts d'approvisionnement et d'utilisation de technologies de prévention des pollutions.</i>
La recherche de repères financiers de rentabilité	L'analyse financière de tout investissement est complexe. Des informations incomplètes sur les futurs marchés, les réglementations, les conditions techniques, signifient que les retours financiers doivent être considérés avec prudence.	<i>Les techniques comptables doivent être évaluées afin de déterminer si les figures financières (par exemple le taux de rentabilité) sont considérées par les managers comme complètes et non biaisées.</i>
	Même si les taux de rentabilité des projets de prévention des pollutions semblent être les indicateurs naturels de leurs faisabilités, ils doivent être pondérés avec d'autres facteurs.	<i>Le taux de rentabilité d'un projet n'est approprié que s'il est comparé au coût du capital. Cependant ce dernier n'est pas facilement mesurable, d'autant qu'il dépend du risque associé au projet. L'application d'un taux de rentabilité précis pour une prise de décision requiert la connaissance de détails sur les facteurs qui contribuent aux risques.</i>

Adapté de [Boyd, 1998]

Tableau 7 – Les barrières aux investissements de prévention des pollutions

3.4.3 La rentabilité des activités de prévention des pollutions

Comme nous l'avons vu, les activités environnementales sont difficiles à évaluer précisément d'un point de vue économique. Ceci est encore plus vrai pour les projets de préventions des pollutions qui comportent de fortes incertitudes.

Il est tout de même intéressant de considérer les rentabilités effectivement constatées pour différents investissements de prévention des pollutions. Nous allons plus précisément analyser les questions suivantes :

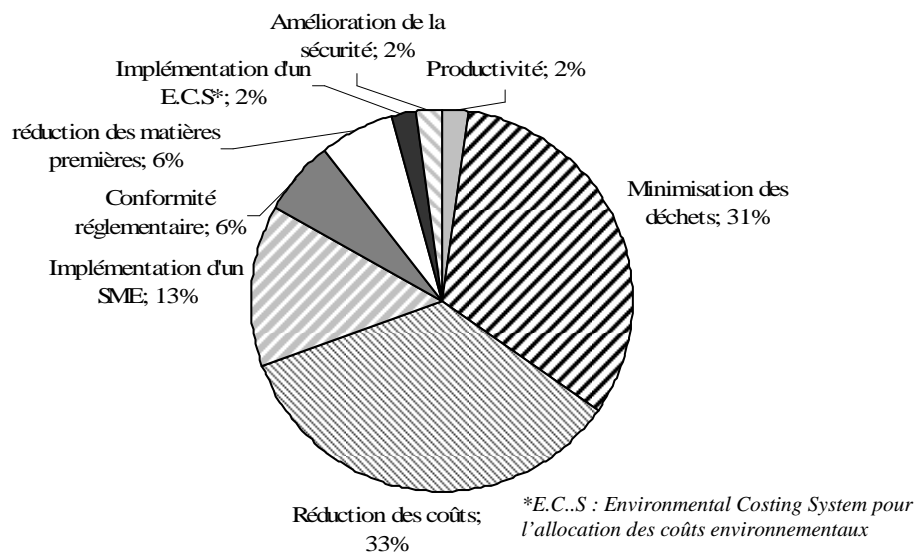
- Quels sont les principaux objectifs recherchés dans les projets de prévention des pollutions ?
- Quels sont les secteurs industriels les plus actifs en terme de projets de prévention des pollutions ?
- Certaines stratégies particulières de préventions des pollutions sont-elles plus rentables que d'autres ?

Nous nous basons pour répondre à ces interrogations sur une l'analyse bibliographique poussée de 134 projets de prévention des pollutions effectuée par Cagno et al. [Cagno et al., 2005].

3.4.3.1 Le champ de la mise en œuvre des projets de prévention des pollutions

Dans leur étude, Cagno et al. (2005) distinguent les différents objectifs recherchés par les entreprises qui ont mis en œuvre des projets de prévention des pollutions. Ceux-ci comprennent entre autres, les adaptations à la réglementation, le suivi d'objectifs issus du SME, l'amélioration de l'image, l'amélioration de la productivité, la réduction des coûts, la minimisation des déchets générés, la réduction des matières premières consommées, l'amélioration de la sécurité.

127 des cas étudiés ont permis de déterminer les fréquences auxquelles les objectifs sont cités comme étant les principaux. La représentation graphique de ces fréquences est la suivante (Figure 16).



[Cagno et al., 2005]

Figure 16 – Les objectifs primaires des projets de prévention des pollutions

Cette répartition fournit la confirmation que la gestion des procédés de production n'est plus simplement axée sur la conformité réglementaire, mais plutôt sur la recherche stratégique d'avantages concurrentiels.

Les secteurs industriels les plus actifs en terme d'implémentation de projets de prévention des pollutions sont sans conteste les secteurs du traitement et de la fabrication des métaux (23 % de l'échantillon), le secteur de la chimie (22 %) et celui de l'électronique (13%). Il est sans doute possible d'expliquer cela par le fait que ces secteurs mettent en œuvre des activités à forts impacts sur l'environnement, dans lesquelles les incitations financières et réglementaires sont certainement importantes.

Il est également à noter que la taille de l'entreprise n'apparaît pas comme étant un facteur significatif dans la mise en place de ces démarches.

3.4.3.2 La rentabilité des projets de prévention des pollutions

Les résultats de l'étude de Cagno et al. [Cagno et al., 2005] apportent des informations intéressantes quant à la rentabilité des différentes stratégies mises en œuvre.

En premier lieu les activités qui génèrent le plus d'économies sont le recyclage dans le secteur de la chimie et la réduction à la source dans le secteur du traitement des métaux. Globalement, les stratégies de recyclage et de réduction à la source génèrent le même niveau d'économie (en moyenne pour tous les secteurs). Toutefois, des disparités fondamentales existent. Ainsi, dans le secteur des métaux de nombreux projets ont généré des économies plutôt faibles, tandis que dans celui de la chimie les économies sont plus importantes tout en semblant plus difficiles à trouver et nécessitant donc des investissements élevés.

Nous notons ensuite que la mise en place de nouveaux procédés, de technologies propres et de recyclages hors et sur site sont les activités les plus communément mises en œuvre dans les différents secteurs. Ce sont cependant les projets de recyclage hors-site qui génèrent le plus d'économies, bien qu'ils ne soient pas bien classés dans la hiérarchie des activités de prévention des pollutions (**Figure 5 – p45**).

Le principal indicateur de la rentabilité des projets, qui est le TRI (Taux de Rentabilité Interne), démontre finalement une forte variabilité des résultats atteints. Certains taux de retours sur investissement sont excellents tandis que d'autres ne sont pas satisfaisants. Globalement les TRI des projets varient de 1% à 433%, pour une moyenne de 77%. Cette dernière démontre tout de même que les projets de prévention des pollutions ont généralement une très bonne rentabilité.

Le tableau suivant présente les TRI et les délais de récupération observés dans les différents secteurs d'activités (**Tableau 8**).

Secteur	TRI (%)			Délai de récupération		
	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max
Chimie	89	21	300	1	≤0,1	4
Métaux	78	3	313	2,2	0,12	6,9
Electronique	84	41	123	1,3	0,2	3,5
Agro alimentaire	113	12	433	1,9	0,2	5
Pétrole	107	3	211	0,5	0,4	7,1
Automobile	60	1	300	3,3	0,8	7,6
			...			
Moyenne	77	15	225	2,4	0,6	5,7

[Cagno et al., 2005]

Tableau 8 – Indices de rentabilité des projets de prévention des pollutions

L'étude de Cagno et al. démontre que la rentabilité financière des projets de prévention des pollutions est généralement bonne. Les disparités entre les cas prouvent cependant que rien n'est acquis. Il faut en outre garder à l'esprit qu'il est envisageable que les projets appartenant à l'échantillon sont issus de la littérature, et qu'ils ne sont donc pas forcément représentatifs de la réalité. Il est en effet possible que seuls les résultats des projets les plus rentables aient été communiqués à travers des publications.

Tester plus globalement si la performance environnementale d'une entreprise a une influence sur sa performance économique doit être effectuée à un niveau plus élevé. Nous avons en effet vu que certains investissements de prévention des pollutions présentent des rentabilités excellentes, qui contribuent *de facto* à une meilleure performance économique. Nous nous interrogeons désormais sur l'influence qu'a la performance environnementale globale d'une organisation sur sa performance économique et pour cela le suivi de la valeur boursière des entreprises cotées est souvent utilisé.

3.5 Les relations entre performance environnementale et performance économique

3.5.1 L'utilisation des marchés boursiers pour tester l'influence de l'environnement sur la performance économique

Comme nous l'avons déjà vu, la création de valeur se traduit pour une entreprise cotée en bourse par l'augmentation de la valeur de son action (2.4.1.1 – p54). Ce paramètre, très aisément accessible dans le temps, peut donc être vu comme l'indicateur d'une bonne performance économique. De nombreux auteurs ont alors étudié, par l'intermédiaire d'études statistiques, les relations liant des politiques environnementales ou encore l'occurrence d'évènements environnementaux positifs ou négatifs aux variations de la valeur boursière des entreprises.

La littérature fut en premier lieu constituée autour des fonds d'Investissements Socialement Responsables (ISR) et cette dernière est plus étoffée que celle relative à des critères purement environnementaux. Même si les ISR n'incluent pas nécessairement de paramètres environnementaux dans leurs choix d'investissements, nous considérons que ceux-ci transcrivent l'intérêt globalement plus marqué des parties prenantes pour le développement durable. S'intéresser aux performances dégagées par les ISR peut donc apporter des

premières informations quant aux relations existant entre performances sociale et environnementale et performance économique.

3.5.1.1 Responsabilité sociale et performance financière, les études liées aux ISR

L'Investissement Socialement Responsable peut être vu comme une composante de la finance éthique. En plus des fonds socialement responsables, les composantes de la finance éthique sont principalement les fonds d'exclusion¹⁴⁵, très répandus dans les pays anglo-saxons, et l'engagement actionnarial pour lequel les investisseurs vont exiger des groupes internationaux et nationaux cotés une orientation politique de responsabilité sociale à travers l'exercice des droits de votes ou l'amplification et la transparence des informations financières communiquées [Roux, 2005].

Les ISR croisent des critères d'évaluation sociaux et environnementaux avec les critères traditionnels et financiers pour l'évaluation des groupes cotés en bourse.

L'ISR a longtemps été considérée comme un investissement peu rentable, notamment en raison de l'exclusion de certains secteurs très profitables [Saadaoui, 2005]. Il y a encore quelques décennies, l'idée même d'une quelconque responsabilité de l'entreprise n'était pas acquise. Freeman [Freeman, 1970], considérait ainsi que l'unique responsabilité de l'entreprise était de dégager des bénéfices. Depuis, certains soutiennent l'existence d'un lien positif entre performances sociale et environnementale et performance financière, notamment à long terme.

Saadaoui, [Saadaoui, 2005] à travers une revue des études sur la performance financière des ISR, cherche à tester cette hypothèse. La revue de littérature effectuée par l'auteur porte sur les approches indirectes qui visent à comparer la performance financière des entreprises éthiques par rapport à celles jugées moins ou pas du tout responsables.

Le tableau suivant présente de manière simplifiée les principales études empiriques sur l'ISR ainsi que leurs résultats (**Tableau 9**) :

¹⁴⁵ Les fonds d'exclusion se contentent généralement d'exclure pour des raisons morales et/ou religieuses, certains secteurs d'activité comme l'armement, le jeu, le tabac, l'emploi des enfants [Roux 2005].

CHAPITRE 1

Études	Données/Échantillon	Principaux résultats pour l'ISR
Bauer et al. (2002) ¹⁴⁶	103 fsr / 4384 fc (Fonds Conventionnels) / États-Unis, Royaume-Uni et Allemagne	Performance supérieure ou inférieure
Bauer et al. (2004) ¹⁴⁷	25 fsr / 281 fc / Australie	Performance inférieure et Risque plus faible
Cummings (2000) ¹⁴⁸	7 fsr / Australie	Performance supérieure
D'Antonio et al. (2000) ¹⁴⁹	Indice dsi pour les actions sr / S&P 500 / États-Unis	Performance supérieure
Diltz (1995) ¹⁵⁰	14 couples d'entreprises / États-Unis	Certains critères de peuvent améliorer la performance d'autres la détériore.
Geczy et al. (2003) ¹⁵¹	35 fsr / 859 fc / États-Unis	Performance inférieure
Gregory et al. (1997) ¹⁵²	18 fsr / 18 fc / Royaume-Uni	Performance inférieure
Guerard (1997a) ¹⁵³	950 titres sr / 1300 titres non sr / États-Unis	Pas de différence
Guerard (1997b) ¹⁵⁴	950 titres sr / 1200 titres non sr / États-Unis	Pas de différence
Hamilton et al. (1993) ¹⁵⁵	32 fsr / 2 groupes-référence de fc / États-Unis	Performance supérieure
Kreander et al. (2000) ¹⁵⁶	40 fsr / 40 fc / Europe	Pas de différence
Le Maux et Le Saout (2002) ¹⁵⁷	5 indices éthiques / 5 indices de référence / International	Performance et risque plus élevés
Luther et al. (1992) ¹⁵⁸	15 fsr / 2 indices / Royaume-Uni	Performance supérieure
Luther et al. (1994) ¹⁵⁹	9 fsr / Indice des petites entreprises / Royaume-Uni	Performance inférieure
Mallin et al. (1995) ¹⁶⁰	29 fsr / 29 fc / Royaume-Uni	Performance des fsr supérieure
Reyes et Grieb (1998) ¹⁶¹	15 fsr / 4 indices de fc / États-Unis	Pas de différence
Sauer (1997) ¹⁶²	Indice dsi 400 (pour les titres éthiques) / Indices s&p et crsp (titres non éthiques) / États-Unis	Rendement et risque plus élevés
Statman (2000) ¹⁶³	31 fsr / 62 fc / États-Unis	Performance et risque plus élevés
Stone et al. (2001) ¹⁶⁴	Modèle prévisionnel de rendement des titres / États-Unis	Pas de différence
Wheat (2002) ¹⁶⁵	19 fsr regroupés / un indice de fc équivalents / États-Unis	Performance supérieure

Adapté de [Saadaoui, 2005]

Tableau 9 – Principales études empiriques sur l'ISR

¹⁴⁶ Bauer, R., Koedjik, K., Otten, R., International Evidence on Ethical Mutual Fund Performance and Investment Style, Prix Moskowitz 2002, www.socialinvest.org, 2002.

¹⁴⁷ Bauer, R., Otten, R., Rad, A.T., Ethical Investment in Australia ; Is there a Financial Penalty , Document de recherche, Limburg Institute of financial Economics, Université de Maastricht, 2004.

¹⁴⁸ Cummings, L.S., The Financial Performance of Ethical Investment Trusts: An Australian Perspective, Journal of Business Ethics, 25 (1), p. 79-92, 2000.

¹⁴⁹ D'Antonio, L., Johnsen, T., Hutton, B., Socially Responsible Investing and Asset Allocation, Journal of Investing, 9 (3), 2000.

¹⁵⁰ Diltz, J., David, The Private Cost of Socially Responsible Investing, Applied Financial Economics, 5, p. 69-77, 1995.

¹⁵¹ Geczy, C.C., Stambaugh, R.F., Levin, D., Investing in Socially Responsible Mutual Funds, Document de recherche, Wharton School, Université de Pennsylvanie, 2003.

¹⁵² Gregory, A., Matatko, J., Luther, R., Ethical Unit Trust Financial Performance: Small Company Effects and Fund Size Effects, Journal of Business Finance and Accounting, 24 (5), p. 705-725, 1997.

¹⁵³ Guerard, J.B., Is there a Cost to Being Socially Responsible, Journal of Investing, 6 (2), p. 11, 1997.

¹⁵⁴ Guerard, J.B., Additional Evidence On the Cost of Being Socially Responsible in Investing , Journal of Investing, 6 (4), p. 31-35, 1997.

¹⁵⁵ Hamilton, S., Statman, M., Doing Well While Doing Good ? The Investment Performance of Socially responsible Mutual Funds, Financial Analysts Journal, 49 (6), p. 62-66, 1993.

¹⁵⁶ Kinder, P.D., Domini, A.L., Social Screening:Paradigms Old and New, Journal of Investing, 6 (4), p. 12-19, 1997.

¹⁵⁷ Le Maux, J., Le Saout, E., La performance des indices socialement responsables : mirage ou réalité ?, Document de recherche, CREFIB, Université de Paris 1 Panthéon Sorbonne, 2002.

¹⁵⁸ Luther R.G., Matatko, J., Corner, D.C., The investment performance of UK ethical unit trusts, Accounting, Auditing and Accountability Journal, 5 (4), p.57-70, 1992.

¹⁵⁹ Luther, R.G., Matatko, J., The performance of ethical unit trust: choosing an appropriate benchmark, British Accounting Review, 26, p.77-89, 1994.

¹⁶⁰ Mallin, C.A., Saadouni, A., Briston, R.J., The financial performance of ethical investment funds, Journal of Business Finance and Accounting, 22 (4), p. 482-496, 1995.

¹⁶¹ Reyes, M.G., Grieb, T., The External Performance of Socially-Responsible Mutual Funds, American Business Review, 16 (1), p. 1-6, 1998.

¹⁶² Sauer, D.A., The Impact of Social-Responsibility Screens on Investment Performance: Evidence from the Domini Social Index and Domini Equity Mutual Fund, Review of Financial Economics, 6 (2), 1997.

¹⁶³ Statman, M., Socially Responsible Mutual Funds, Financial Analyst Journal, p.30-39, 2000.

¹⁶⁴ Stone, B.K., Guerard, J.B., Gultekin, M.N, Adams, G., Socially Responsible Investment Screening : Strong Empirical Evidence of No Cost for Actively Managed Value-Focused Portfolios, 2001.

¹⁶⁵ Wheat, D., Performance of Socially and Environmentally Screened Mutual Funds, SRI World Group, 2002.

Les limites pointées du doigt par l'auteur sont à souligner et à garder à l'esprit : les études examinées se concentrent sur les régions et pays anglo-saxons, pionniers en matière d'ISR. Les périodes utilisées s'avèrent enfin souvent trop courtes (moyenne de cinq ans) pour tenir compte de la rentabilité à long terme de l'ISR, qui est pourtant supposée primordiale.

Au regard de l'ensemble des études empiriques examinées, il existe une faible évidence que l'ISR soit plus performant que l'investissement classique.

Les résultats trouvés ne sont cependant généralement pas statistiquement significatifs. Mieux étudier l'approche directe, en regroupant l'ensemble des études qui font appel à différentes théories économiques pour prouver le lien entre une bonne performance sociétale et une meilleure performance financière, serait d'un apport non négligeable pour corroborer et appuyer les résultats trouvés par l'approche indirecte.

L'argument avancé par certains que les ISR auraient eux-mêmes une influence sur la performance environnementale des entreprises est, en revanche, encore moins établi. Une étude (enquête sur des entreprises allemandes) menée par Weber [Weber, 2004] tend à montrer simplement que les managers des ISR trouvent et sélectionnent les entreprises les plus performantes en terme d'environnement, mais ne les influencent pas spécifiquement à mieux performer. En d'autres termes, le désir d'être listé dans un fond responsable n'a pas d'impact réel sur les pratiques managériales.

Nous nous intéressons par la suite aux études qui intègrent uniquement la performance environnementale.

3.5.1.2 Performance environnementale et performance économique

Il est de plus en plus courant d'entendre l'argument qu'une bonne performance environnementale entraîne une meilleure performance économique. A défaut, les stratégies environnementales seraient représentatives d'une gouvernance d'entreprise supérieure.

Feldman et al [Feldman et al., 1996] suggérèrent par une analyse empirique statistique portant sur des entreprises publiques américaines (300), que les investissements générant une meilleure performance environnementale, peuvent être dans la plupart des cas justifiés sur une base purement financière. Leurs résultats montrent ainsi que les améliorations environnementales entraînent une réduction substantielle du risque perçu ainsi qu'une augmentation de la valeur de l'action.

Hart et Ahuja [Hart et Ahuja, 1996] trouvèrent quant à eux, par une étude portant sur le S&P 500¹⁶⁶, que les efforts de réduction des émissions sont significativement liés à une augmentation de la performance opérationnelle un an plus tard et à une amélioration de la performance financière au bout de deux ans.

¹⁶⁶ Le S&P 500 est un index sélectionné par Standard and Poor's contenant les valeurs des actions des 500 plus grandes entreprises américaines. Cet index reflète les niveaux de risques et de retours générés par les grandes entreprises.

L'absence d'un référentiel communément accepté pour la mesure de la performance environnementale rend cependant les études et comparaisons difficiles, ce qui peut expliquer l'ampleur des débats existants autour des résultats des différentes études.

Murphy [Murphy, 2002], affirme qu'aujourd'hui l'existence d'une corrélation positive entre une gestion supérieure de l'environnement et une forte performance financière est prouvée. Il s'appuie pour cela sur les études théoriques liant performances environnementale et financière (Porter et Van der Linde, 1995 [Porter et Van der Linde, 1995], Figge et Schaltegger, 1997¹⁶⁷, Miles et Covin, 2000¹⁶⁸), argumentées par une revue de 20 études empiriques sur le sujet.

Le tableau suivant (**Tableau 10**) détaille les études auxquelles il fait référence. Toutes concernent des entreprises cotées sur le marché US.

¹⁶⁷ Figge, F., Schaltegger, S., Environmental Shareholder Value, WWZ/Bank Sarasin, 1997.

¹⁶⁸ Miles, M.P., Covin, J.G., Environmental Marketing: A Source of Reputational, Competitive, and Financial Advantage, Journal of Business Ethics, 23(3): 299-311, 2000.

CHAPITRE 1

Etude	Effets mesurés	Résultats
<u>Résultats tendant à démontrer un lien positif entre bonne performance environnementale et performance financière</u>		
Konar and Cohen (2001) ¹⁶⁹	Relations entre performance environnementale (2 indicateurs) et la valeur des actifs intangibles estimée par la valeur boursière. 321 entreprises.	Corrélation positive. La réduction des rejets chimiques toxiques entraîne une augmentation de la valeur boursière.
Dowell et al. (2000) ¹⁷⁰	Classification des entreprises selon 3 critères environnementaux et étude de la relation avec la valeur boursière. 89 entreprises.	Les entreprises suivant les réglementations les plus sévères internationalement ont une valeur de marché plus importante que celles se contentant de la conformité.
Christmann (2000) ¹⁷¹	Enquête sur les bonnes pratiques, les capacités d'innovation et le management couplé à des données statistiques, dans le secteur chimique. 88 entreprises.	Les entreprises chimiques ayant des capacités d'innovation et qui mettent en oeuvre des technologies de prévention des pollutions innovantes réalisent des économies significatives.
Gottzman and Kessler (1998) ¹⁷²	Etude des retours d'un portefeuille d'entreprises ayant une bonne performance environnementale (4 critères environnementaux) et d'un portefeuille opposé. 4 portefeuilles	Le portefeuille des entreprises ayant une bonne performance environnementale a un meilleur retour que la moyenne. Résultat contraire pour les entreprises à mauvaise performance environnementale.
Stanwick and Stanwick (1998) ¹⁷³	Etude de la performance environnementale (niveau d'émission et réputation) et de la rentabilité. 125 entreprises.	Les entreprises ayant une bonne réputation ainsi que de faibles niveaux d'émissions génèrent plus de profits que les entreprises fortement émettrices.
Feldman et al. (1997) ¹⁷⁴	Relations entre Systèmes de Management de l'Environnement supérieur et coût du capital. 330 entreprises.	Les entreprises ayant mis en place un SME allant plus loin que la conformité réglementaire, supportent des coûts en capitaux plus faibles.
Russo and Fouts (1997) ¹⁷⁵	Etude d'entreprises classées pour leur conformité environnementale et de leur rentabilité des actifs (évolutions sur 2 périodes). 243 entreprises.	La rentabilité des actifs augmente avec leur performance environnementale. Les effets les plus forts sont observés dans les secteurs en expansion.
Klassen and McLaughlin (1996) ¹⁷⁶	Etude de l'influence d'annonces de récompenses environnementales et de crises environnementales sur la valeur de l'action. 162 annonces.	Les entreprises ayant reçu une récompense ont connu une augmentation de leur valeur de marché, tandis qu'une publicité négative fut suivie d'une baisse de la valeur de l'action.
Cohen et al. (1995) ¹⁷⁷	Etudes de la rentabilité des actions de différents portefeuilles (pollution forte/faible, différenciation des secteurs industriels et de la taille des firmes). 85 entreprises.	Les portefeuilles « équilibrés » des entreprises faiblement polluantes génèrent plus de profit que les autres.
White I (1995) ¹⁷⁸	Etudes des rentabilités de différents portefeuilles (entreprises ayant une bonne réputation environnementale, entreprises neutres, entreprises ayant une mauvaise réputation).	Les portefeuilles d'entreprises à bonne réputation environnementale ont de meilleurs retours que les deux autres.
Nehrt (1995) ¹⁷⁹	Etudes de l'influence des investissements de réduction des pollutions dans le secteur de la pâte à papier, sur la croissance des profits.	Les entreprises ayant investi le plus tôt ont réalisé des croissances de profits « anormales ».
Hart and Ahuja (1994) ¹⁸⁰	Influence des initiatives de prévention des pollutions et de réduction des émissions sur la performance opérationnelle. 127 entreprises	Les initiatives de prévention des pollutions et de réduction des émissions ont entraîné une amélioration de la rentabilité des actifs et des fonds propres ainsi que des résultats

¹⁶⁹ Konar, S. Cohen, M., Does the Market Value Environmental Performance?, Review of Economics and Statistics, 83(2): 281-309, 2001.

¹⁷⁰ Dowell, G., Hart, S., Yeung, B., Do Corporate Global Environmental Standards Create or Destroy Market Value?, Management Science, 46(8): 1059-74, 2000.

¹⁷¹ Christmann, P., Effects of 'Best Practices' of Environmental Management on Cost Advantage, Academy of Management Journal, 43(4): 663-680, 2000.

¹⁷² Gottzman, L., Kessler, J., Smart Screened Investments: Environmentally-screened Equity Funds that Perform, Journal of Investing, 7(3) 15-24, 1998.

¹⁷³ Stanwick, P.A., Stanwick, S.D., The Relationship Between Corporate Social Performance and Size, Financial and Environmental Performance, Journal of Business Ethics, 17(2): 195-204, 1998.

¹⁷⁴ Feldman, S.J., Soyka, P.A., Ameer, P.G., Does Improving Environmental Management Systems and Performance Result in Higher Stock Price?, Journal of Investing, 6(4): 87-97, 1997.

¹⁷⁵ Russo, M.V., Fouts, P.A., A Resource-based Perspective on Corporate Environmental Performance and Profitability,

Academy of Management Journal, 40(3): 534-59, 1997.

¹⁷⁶ Klassen, R.D., McLaughlin, C.P., The Impact of Environmental Management on Firm Performance, Management Science, 42(8): 1199, 1996.

¹⁷⁷ Cohen, M.A., Fenn, S.A., Naimon, J.S., Environmental and Financial Performance: Are They Related?, Investor Responsibility Research Center, 1995.

¹⁷⁸ White, M.A., Corporate Environmental Performance and Shareholder Value, University of Virginia Adelman Online Library, 1995.

¹⁷⁹ Nehrt, C., Timing and Intensity Effects of Environmental Investments, Strategic Management Journal, 17: 535-47; 1996.

¹⁸⁰ Hart, S., Ahuja, G., Does It Pay to be Green?, Business Strategy and the Environment, 5: 30-7, 1996.

CHAPITRE 1

<u>Résultats tendant à démontrer qu'une mauvaise performance environnementale a un effet négatif sur la performance financière</u>		
Repetto and Austin (2001) ¹⁸¹	Influence des évolutions réglementaires sur la performance financière (revenus, coûts de production, investissements, valeur des actifs) d'entreprises dans le secteur industriel de la pâte à papier. 13 entreprises.	Les entreprises sont susceptibles de connaître un déclin de leur valeur de marché lors de la mise en oeuvre des réglementations.
Garber and Hammitt (1998) ¹⁸²	Etude de l'impact du classement en « Potentially Responsible Parties » (classement par l'US EPA, des entreprises susceptibles de supporter des coûts de dépollution). 23 entreprises.	Augmentation du coût du capital dû au classement en PRP's. Doublement des effets à partir de 1998.
Blacconiere and Northcut (1997) ¹⁸³	Etude de la valeur des actions d'entreprises chimiques lors de la mise en place de réglementations environnementales. 72 entreprises.	Les entreprises chimiques susceptibles d'être impactées par les réglementations environnementales ont vu leur valeur d'action baisser lors des débats d'adoption.
Bosch et al. (1997) ¹⁸⁴	Effets de l'annonce de renforcement des contrôles environnementaux (EPA) sur la valeur de l'action. 77 entreprises.	Les valeurs des actions des entreprises concernées ont diminué lors de l'annonce.
White II (1996) ¹⁸⁵	Effet d'une catastrophe industrielle et naturelle sur la valeur, de l'action. 1 entreprise	La marée noire de l'Exxon Valdeza eut un effet immédiat négatif sur la valeur des actions.
Hamilton (1995) ¹⁸⁶	Effets induits sur la valeur de l'action d'une annonce négative (couverture médiatique) relative à leurs rejets toxiques (Toxic Release Inventory).	Les entreprises ayant connu une couverture négative relative à leur déclaration de rejets toxiques ont vu leur action reculer.
Blacconiere and Patten (1994) ¹⁸⁷	Effet de la catastrophe industrielle de Bophal (Union Carbide) sur les valeurs des actions d'entreprises réalisant au moins 10% de leur chiffre d'affaires dans des activités chimiques. 47 entreprises.	Les entreprises fortement dépendantes de leurs activités chimiques ont subi des effets négatifs significatifs sur leur cours d'action.
Barth and McNichols (1994) ¹⁸⁸	Relations entre les coûts des dépollutions supportés par les entreprises et la valeur de l'action. 1496 entreprises.	La valorisation du passif par le marché est supérieure aux coûts réellement engendrés pour les entreprises.

Adapté de [Murphy, 2002]

Tableau 10 – Les études empiriques liant positivement performances environnementales et performance financière

¹⁸¹ Repetto, R., Austin, D., A Quantitative Approach to Strategic Environmental Risk Management, Journal of Business Management and Policy Analysis, 1999.

¹⁸² Garber, S., Hammitt, J.K., Risk Premiums for Environmental Liabilities: Superfund and the Cost of Capital, Journal of Environmental Economics and Management, 36: 267-94, 1998.

¹⁸³ Blacconiere, W.G., Northcut, W. D., Environmental Information and Market Reactions to Environmental Legislation, Journal of Accounting, Auditing and Finance, 12(2): 149-78, 1997.

¹⁸⁴ Bosch, J.C., Eckland, E.W., Lee, I., Environmental Regulation and Stockholder Wealth, Managerial and Decision Economics, 19: 167-77, 1998.

¹⁸⁵ White, M.A., Investor Response to the Exxon Valdez Oil Spill, University of Virginia Adelman Online Library, 1996.

¹⁸⁶ Hamilton, J.T., Pollution as News: Media and Stock Market Reactions to the Toxic Release Inventory Data, Journal of Environmental Economics and Management, 28(1): 98-114, 1995.

¹⁸⁷ Blacconiere, W.G., Patten, D.M., Environmental Disclosures, Regulatory Costs, and Changes in Firm Value, Journal of Accounting and Economics, 18: 357-77, 1994.

¹⁸⁸ Barth, M.E., McNichols, M.F., Estimation and Market Valuation of Environmental Liabilities Relating to Superfund Sites, Journal of Accounting Research, 32: 177-199, 1994.

Les études empiriques auxquelles il fait référence et qui sont brièvement présentées dans le tableau précédent, démontrent une certaine évidence de l'influence positive d'une gestion de l'environnement supérieure sur la performance financière. De même, son étude semble confirmer l'impact financier négatif induit par des événements pouvant être vus comme des signes d'une mauvaise performance environnementale.

Il est tout de même à noter que certains travaux sont moins affirmatifs. Des études ont même mis en avant une relation négative sur des sous-ensembles ou sur des échantillons réduits.

Schaltegger et Wagner [Schaltegger et Wagner, 2004], ont souligné ces contradictions et soumis une approche différente. Le tableau suivant (Tableau 11) récapitule les études auxquelles ils font référence afin de démontrer que l'influence positive de la performance environnementale sur la performance financière n'est pas acquise de manière certaine.

Etudes	Performance environnementale	Performance financière	Résultats
<u>Corrélation positive</u>			
Edwards (1998) ¹⁸⁹ : 51 entreprises proactives dans 8 secteurs sont confrontées à 5 autres entreprises – UK.	Classement par une unité de recherche qui identifie les entreprises ayant la meilleure performance environnementale dans leur secteur.	Rentabilité du capital et des fonds propres. Données obtenues d'un organisme de statistique financière.	Dans 31 % des comparaisons entre les deux portefeuilles, les entreprises n'étant pas proactives en terme d'environnement ont de moins bonnes performances (niveau pas toujours significatif)
Steinle et al. (1998) ¹⁹⁰ : deux enquêtes sur des entreprises manufacturières en 1994 (n=1025) et 1995 (n=849) – Allemagne.	Outils environnementaux de management utilisés, structure fonctionnelle, niveau et type d'investissements environnementaux.	Portefeuilles construits sur la base d'autoévaluations des succès/échecs économiques (rentabilité, relativement aux concurrents, valeur ajoutée par employé).	Quelques différences significatives entre les portefeuilles concernant l'innovation, les activités menées par le département « marketing », la fréquence des investissements et la proportion des activités de prévention des pollutions intégrées.
<u>Corrélation négative</u>			
Thomas et Tonks (1999) ¹⁹¹ : 131 entreprises de différents secteurs cotés au « London Stock Exchange » (1985-97) – UK.	Adoption d'une politique environnementale, poursuite judiciaire par une agence de l'environnement, formation du personnel.	Rentabilité des titres sur le marché.	L'adoption d'une politique environnementale et une poursuite judiciaire réduisent de manière significative la rentabilité (96-97). La formation du personnel n'a pas d'influence significative.
Butz et Plattner (1995) ¹⁹² : 65 entreprises européennes de différents secteurs	Classifications environnementales en 4 catégories selon un ensemble de critères qualitatifs et quantitatifs.	Rentabilité des titres (ajustés des risques de marché)	Coefficient de régression négatif pour un sous-ensemble d'entreprises (39).

Adapté de [Schaltegger et Wagner, 2004]

Tableau 11 – La contradiction des études liant performances environnementale et économique

Schaltegger et Wagner ont alors effectué le même type d'études sur un échantillon de 301 entreprises allemandes et britanniques en intégrant une nouvelle dimension. Les données, dont une partie a été obtenue par enquêtes, contiennent notamment des informations sur les types

¹⁸⁹ Edwards D., The Link between Company Environmental and Financial Performance. Earthscan: London, 1998.

¹⁹⁰ Steinle, C., Thiem, H., Böttcher, K., Umweltschutz als Erfolgsfaktor: Mythos oder Realität?, Zeitschrift für Unternehmensführung, 1/98, pp. 61-78, 1998.

¹⁹¹ Thomas, A., Tonks, I., Corporate environmental policy and abnormal stock price returns: an empirical investigation. Proceedings of the 1999 Eco-Management and Auditing Conference, Leeds. ERP Environment, 335-344, 1999.

¹⁹² Butz, C., Plattner, A., Nachhaltige Aktienanlagen: Eine Analyse der Rendite in Abhängigkeit von Umwelt- und Sozialkriterien. Basel: Sarasin Sustainable Investment-Bank Sarasin, 1999.

d'orientations stratégiques qu'ont les entreprises relativement à la gestion de l'environnement : certaines ont une stratégie environnementale orientée vers la création de valeur, d'autres non. Les résultats de l'étude sont les suivants : les données relatives aux entreprises n'ayant pas orienté leur gestion de l'environnement dans un but de création de valeur ne démontrent pas de relation significative entre performance environnementale et performance économique. En revanche, celles des entreprises ayant fait le choix d'une stratégie environnementale spécifiquement orientée vers la création de valeur, proposent une relation significativement positive entre les deux performances. Wagner et Schaltegger semblent donc avoir dégagé une théorie cohérente en mettant en avant une condition suffisante à l'existence d'une relation positive entre performance environnementale et performance économique.

Les entreprises auraient donc tout intérêt à développer une gestion de l'environnement orientée vers la création de valeur pour engendrer une corrélation positive entre ces deux performances. Enfin, les entreprises n'ayant pas ce type de stratégie ont plus de difficultés à établir cette relation.

En ce qui concerne l'impact économique d'une mauvaise performance environnementale, question déjà abordée dans la revue de littérature de Murphy, les choses sont plus claires. Ceci, notamment lorsqu'il est question de la communication d'évènements négatifs. L'étude de Béllini et Delattre [Béllini et Delattre, 2005] illustre cela, par l'exemple des accidents environnementaux. Quatre études empiriques traitant de l'impact boursier que ces évènements extrêmes engendrent y sont répertoriées. Au-delà des résultats qui sont clairs en ce qui concerne les impacts induits par l'annonce d'un incident environnemental, et moins nets pour les litiges dont les conséquences ne sont pas forcément significatives, les études d'évènements démontrent une nouvelle fois tout l'intérêt pour les sociétés d'améliorer leurs pratiques environnementales.

Nous notons que l'influence de la performance environnementale d'une entreprise sur la performance économique semble être vérifiée. Les choses ne sont évidemment pas vérifiées pour toutes les situations, ce qui a amené certains auteurs à mettre en avant certaines conditions pour cette vérification. Il reste que les études statistiques ne sont pas nécessairement fiables du fait de la variabilité des échantillons et méthodes. De même les définitions et les moyens de mesures de la performance environnementale sont souvent considérés comme non suffisamment clairs et cadrés pour permettre une comparaison. Enfin, les études empiriques ne sont généralement pas reliées de manière assez significative à des modèles théoriques, ce qui affaiblit leur exploitabilité.

3.5.2 Essai de quantification de l'influence de la performance environnementale sur les différentes parties prenantes

Nous cherchons dans cette partie à voir s'il est possible de quantifier l'influence qu'a la performance environnementale sur la performance économique de l'entreprise. Nous utilisons le concept de parties prenantes (2.3.1.2 – p51) pour analyser et éventuellement mesurer les différents effets qu'une politique environnementale peut induire.

Pour simplifier, nous souhaitons ici quantifier, par l'intermédiaire de mesures effectives, les effets économiques que peuvent avoir les politiques environnementales ou encore l'occurrence d'évènements environnementaux positifs ou négatifs.

Nous précisons, que les influences ici observées sont théoriquement, dans une perspective de long terme, retranscrites dans les mesures financières effectuées par l'intermédiaire des valeurs boursières.

3.5.2.1 Effets sur les employés

Nous considérons ici les effets que peuvent avoir les performances environnementales, ou la survenue d'évènements liés aux aspects EHS¹⁹³ (accidents, non-conformité, etc.), sur les difficultés de recrutement ainsi que sur la productivité des employés.

Les chiffres d'affaires des entreprises sont ainsi clairement influencés par les pertes d'efficacité de production (jours d'absence) ou encore par la nécessité de formation des nouveaux employés. En allant plus loin il est même possible de considérer qu'un fort turnover affecte également le moral des autres employés et par la même occasion leur productivité.

Cependant ces effets sont difficilement estimables notamment lorsqu'il s'agit de la productivité des employés. L'une des approches utilisées est basée sur la comparaison des coûts additionnels induits par des blessures, maladies ou décès pour différents types d'industries. Certains chercheurs proposent, quant à eux, d'évaluer les différences de salaires entre les industries en les liant avec l'occurrence d'accidents sur le lieu de travail ; la différence pouvant représenter l'équivalent d'une prime d'assurance aux risques.

Les données issues d'une étude réalisée par le National Safety Council, intitulée « *Accident facts* »¹⁹⁴, fournissent quelques éléments [AIChE ; CWRT, 2000]. L'intérêt de cette étude réside dans le fait que les coûts indirects induits par un accident sont estimés. Par coûts indirects, il faut entendre coûts qui ne sont pas directement supportés par l'entreprise du fait de l'évènement, mais qui sont considérés comme en découlant. Les principaux éléments intégrés à cette notion de coût indirect sont la perte de productivité (mesurée en terme de jours d'absence) des autres salariés que ceux touchés par l'accident et les frais administratifs.

Une approche dite « multiplicative » découlant de cette logique permet d'estimer les coûts indirects induits par un accident. Cette dernière consiste simplement à multiplier les coûts directement supportés par une entreprise et donc facilement identifiables, par le facteur traduisant le surcoût réellement généré par l'accident (coûts indirects). La difficulté de cette approche est que le ratio coûts indirects / coût directs varie grandement selon le type d'industrie considérée. Ainsi, la revue de littérature effectuée par l'AIChE¹⁹⁵ et le CWRT¹⁹⁶, montre que

¹⁹³ Environnement, Hygiène et Sécurité.

¹⁹⁴ National Safety Council, *Accident facts*, Itasca, IL, 1997.

¹⁹⁵ American Institute of Chemical Engineers.

¹⁹⁶ Center for Waste Reduction Technologies.

selon les cas les facteurs peuvent varier de 1 à 20. Si les risques de poursuites civiles et pénales sont inclus (ce qui n'est pas le cas ici puisque seul les effets sur la productivité sont pris en compte), le facteur peut même être supérieur. Finalement la recommandation effectuée est de choisir un facteur de 4 à 5 pour l'estimation des coûts indirects relativement aux coûts directs.

3.5.2.2 Effets sur les clients et consommateurs

Nous considérons ici les parts de marché d'une entreprise. Ces dernières peuvent ainsi être affectées par la réputation générale de l'entreprise, sa performance environnementale, les données publiées, ses incidents environnementaux passés ou encore l'annonce d'un accident par les médias.

Les études qui cherchent précisément à estimer les relations entre la réputation d'une entreprise et l'évolution de ses parts de marché ne sont pas nombreuses, la plupart d'entre elles se contentant d'évaluations qualitatives.

La réputation d'une entreprise est un point clé pouvant influencer les préférences des consommateurs. Des études ont notamment examiné les pertes de réputation et de marché associées à certains événements de types : rappel de marchandises non conformes ou fraudes avérées. En revanche ces études ne prennent pas spécifiquement en compte la réputation environnementale. Il en va de même en ce qui concerne les données environnementales publiées dont les effets sur les comportements des consommateurs, et donc sur les parts de marché, n'ont pas été précisément quantifiés.

Quelques études ont tenté de quantifier les effets d'annonce d'accidents environnementaux sur les parts de marché. Une revue des études faisant référence à la catastrophe de l'Exxon Valdez¹⁹⁷, (Tierney, 1998¹⁹⁸, Lukaszewski & Gmeiner, 1993¹⁹⁹), montre que bien que l'incident ait eu d'importants effets sur les relations avec les consommateurs, les parts de marché du groupe pétrolier n'ont pas été affectées notablement [AIChE ; CWRT, 2000].

Basé sur cette expérience, il est recommandé de traduire le peu de réponse de la part des consommateurs relativement à une catastrophe, par une faible influence d'un accident sur les parts de marché (< 1%).

3.5.2.3 Effets sur les autorités

Nous utilisons dans cette partie la notion de « permis d'opérer » (*license to operate*). Les coûts qui y sont liés sont par exemple dus à des délais d'obtention de permis. Il y a aujourd'hui un consensus sur le fait que ces coûts sont réels, mais aucune estimation claire n'est disponible [AIChE ; CWRT, 2000].

¹⁹⁷ Marée noire causée par le pétrolier l' « Exxon Valdez » en 1989.

¹⁹⁸ Tierney, K.J., Managing Organizational Impressions in Crisis Situations: Exxon Corporation and the Exxon Valdez Oil Spill, GR Webb Disaster Research Center, Department of Sociology and Criminal Justice University of Delaware, 1998.

¹⁹⁹ Lukaszewski, J.E., Gmeiner, J.A., The Exxon Valdez Paradox. In Crisis response: inside stories on managing image under siege, ed. JA Gottschalk, 185-212, Detroit: Visible Ink, 1993.

Certaines étapes à mettre en œuvre afin de tenter d'estimer ces coûts ou bénéfices sont cependant décrites. Il s'agit en premier lieu de caractériser objectivement les relations avec la communauté des législateurs. L'un des points-clés est d'identifier certaines situations intervenues dans le passé qui ont permis des économies. Une modification urgente et exceptionnelle d'une autorisation d'exploitation rendue nécessaire pour répondre à une demande en augmentation, peut en être un exemple. Une fois la relation caractérisée, la prochaine étape consiste à la relier avec les alternatives évaluées.

Une autre méthode qui peut être utilisée consiste à estimer certains coûts par une connotation plus négative. L'utilisation des pénalités ou amendes imposées à l'entreprise qui sont par exemple liées aux nombres de jours de fonctionnement sans autorisation est ainsi envisageable. Aux Etats-Unis ces pénalités peuvent être de 25000 \$ par jour [AICHe ; CWRT, 2000]. En réalité le recours à ces instruments s'effectue en dernier recours et des montants de l'ordre de 1000 \$ par jour sont plus justes. Enfin, les coûts historiquement supportés pour maintenir en place les autorisations peuvent être étudiés.

3.5.2.4 Effets sur la législation

Les entreprises ayant une bonne image environnementale peuvent disposer une capacité d'influencer les politiques publiques dans un sens conférant un avantage compétitif.

Une étude des effets induits par les contrôles et investigations de l'US EPA (Bosh et al., 1996²⁰⁰) montre en outre que les entreprises concernées peuvent être qualifiées comme « perdantes » ou « gagnantes » (relativement à l'évolution de leur cours de bourse) et que l'appartenance à l'une ou l'autre de ces catégories est significativement liée au fait que ces entreprises aient coopéré ou non avec l'US EPA [AICHe ; CWRT, 2000]. Aucune valeur tangible n'est cependant disponible.

3.5.2.5 Effets sur les investisseurs

Nous ne revenons pas sur les débats existants autour des études cherchant à établir une relation positive entre amélioration des performances environnementale et financières. Nous cherchons ici à identifier les études ayant effectivement quantifié ce type de relation.

Les montants estimés dans le cas où des relations positives ou négatives sont mises en avant, sont les suivants (Tableau 12) :

²⁰⁰ Bosch, J.C., Eckard, E.W., Lee, I., Environmental Regulations and Stockholders' Wealth: An Empirical Examination, Innovest, 1996.

CHAPITRE 1

Études	Évènements	Conséquences
ICF Kaiser, cité dans WBCSD, 1999 ²⁰¹	Améliorations environnementales (publication de performance, notation, etc.).	Augmentation de 5% de la valeur des actions.
Yamashita, Sen et Roberts, cités dans WBCSD, 1999		Augmentation de 2,66% de la valeur des actions.
White, 1996 ²⁰²	Signature des principes CERES ²⁰³ .	Augmentation de 1,05% de la valeur des actions.
Camejo, 1992, cité par Cohen et al, 1995 ²⁰⁴	Entreprises ayant une bonne performance EHS comparées aux entreprises ayant une mauvaise performance EHS.	Augmentation supérieure de 23% (relativement aux autres entreprises) de la valeur des actions.
Cohen et al, 1995	Différences du nombre de sites soumis au « superfund act ²⁰⁵ ».	Augmentation de 3% (relativement aux autres entreprises) de la valeur des actions.
	Différences du nombre de déversements.	Augmentation de 10% (relativement aux autres entreprises) de la valeur des actions.
	Différences du nombre de composés toxiques présents sur site.	Augmentation de 8,1% (relativement aux autres entreprises) de la valeur des actions.
Cormier et al., 1992 ²⁰⁶	Non respect des standards gouvernementaux.	Diminution de \$100 millions de la valorisation boursière.
Hamilton, 1995, résumé dans Cohen et al (1995)	Apparition sur une liste d'entreprises en liaison avec des rejets toxiques.	Diminution de \$4 millions de la valorisation boursière (ou 0,3%).
Lanoie et al, 1997 ²⁰⁷	Apparition sur une liste d'entreprises en liaison avec une mauvaise performance environnementale.	Diminution de 1% de la cotation boursière.

Adapté de [AICHe ; CWRT, 2000]

Tableau 12 – Quantification de la relation entre performances environnementale et économique

Finalement, les résultats varient fortement selon les études. Il reste cependant logique de considérer qu'un effet notable sur la valeur de l'action (1 à 5 %) nécessite un évènement important en terme de réputation (telles une apparition de l'entreprise sur liste ministérielle ou la soumission à des réglementations environnementales drastiques traduisant une dangerosité de l'activité).

En ce qui concerne les évènements catastrophiques, les influences sur l'entreprise directement responsable de l'accident sont importantes et des effets se font sentir sur le secteur d'activité entier du fait de l'anticipation des coûts des futures réglementations environnementales. Les entreprises considérées comme les plus performantes en terme de gestion de l'environnement sont moins affectées. Une étude fait ainsi référence à une baisse de 19,04 % de la rentabilité cumulée sur 255 jours de l'action d'Exxon suite à la catastrophe de l' « Exxon Valdez » et à une diminution de 1,69 % des rentabilités cumulées sur 255 jours des actions d'entreprises pétrolières exposées au pipeline trans-Alaska concerné par l'évènement (White, 1996²⁰²).

²⁰¹ World Business Council on Sustainable Development (WBCSD), Environmental Performance and Shareholder Value., Blumberg, J., Blum, G., Korsvold, A. 1996.

²⁰² White, M.A., Corporate Environmental Performance and Shareholder Value, University of Virginia Online Scholarship Initiative Alderman Library, McIntire School of Commerce, 1996.

²⁰³ CERES (Coalition for Environmentally Responsible Economies) est un réseau américain d'investisseurs, d'organisations environnementales et d'autres groupes d'intérêt publiques, travaillant en collaboration avec des entreprises afin de prendre en compte les enjeux du développement durable et d'encourager la responsabilité sociale d'entreprise (source : <http://www.ceres.org/>).

²⁰⁴ Cohen, M., Fenn, S., Naimon, J., Environmental and Financial Performance: Are They Related?, Investoresponsibility research center, 1995.

²⁰⁵ Le superfund act (fond special pour l'environnement) impose des prélèvements fiscaux sur les entreprises polluantes afin de prendre en charge le coût de la dépollution en cas d'insolvabilité des responsables, Superfund Amendments and Reauthorization Act PL 99-499, 1986.

²⁰⁶ Cormier, D., Magnan, M., Morard, B., The Impact of Corporate Pollution on Market Valuation: Some Empirical Evidence. Ecological Economics, 8:135-155, 1993.

²⁰⁷ Lanoie, P., Laplante, B., Roy., M. Can Capital Markets Create Incentives for Pollution Control. World Bank, PRD Working Paper #1753, 1997.

Enfin, de nombreux auteurs ont étudié la relation entre les couvertures par les médias d'évènements en liaison avec l'environnement (réglementations environnementales drastiques, poursuites judiciaires, condamnations, annonces positives) et la performance financière. Les ordres de grandeurs des effets induits sont les suivants (Tableau 13) :

Evènements	Conséquences
Nouvelles positives	+ 0,58 % de la valeur boursière.
	+ 0,63 % de la valeur boursière.
Nouvelles négatives	- 1,15 % de la valeur boursière.
	- 1,48 % de la valeur boursière.
	- 0,82 % de la valeur boursière.
	- 1,2 % de la valeur boursière.
	- 1,65 à 2 % de la valeur boursière.
	- 1,65 à 2 % de la valeur boursière.
	- 1,58 % de la valeur boursière, lorsqu'un non respect de la réglementation est signalé.
- 1,92 % de la valeur boursière, lorsqu'une pénalité est assignée à l'entreprise.	

Adapté de [AIChE ; CWRT, 2000] et de [Bellini et Delattre, 2005]

Tableau 13 – Quantification des effets d'une annonce environnementale dans les médias

La conclusion, relativement au paragraphe complet étudiant les effets de divers évènements sur les marchés boursiers, est que les variations du cours des actions diffèrent fortement selon les études et que la sélection d'une valeur précise n'est pas évidente. Le choix de cette dernière peut varier d'une entreprise à l'autre et d'un scénario à l'autre. Une autre incertitude est également liée au fait que bien que les études aient été liées à des scénarios spécifiques tels que la couverture par les médias d'évènements négatifs, il n'est pas impossible que d'autres éléments aient influencé les changements mesurés dans la période de temps considérée.

3.5.2.6 Effets sur les créanciers

Les relations qu'une entreprise entretient avec ses créanciers ont des implications précises en terme de coûts. En premier lieu les crédits effectués ont clairement une influence sur le chiffre d'affaires.

La littérature publiée sur le sujet n'est pas extrêmement précise. Le WBCSD soutient cependant que de meilleurs taux de crédit sont accordés aux emprunteurs qui présentent une bonne performance environnementale [WBSD, 1996]. Dans l'un des cas rapportés, une entreprise d'ingénierie a obtenu un financement à un taux préférentiel, plus bas que le standard, en partie grâce à ses performances environnementales. Aucune valeur n'est en revanche clairement disponible.

3.5.2.7 Effets sur la communauté

Les relations entretenues avec la communauté sont très importantes car elles peuvent être associées avec les permis d'opérer de l'entreprise. Ces coûts sont clairement spécifiques à

chaque entreprise. Russo et Fouts (Russo et Fouts, 1997²⁰⁸) considèrent que les compétences politiques d'une entreprise forment une ressource valorisable (appelée actif intangible par les auteurs) qui peut être utilisée afin de neutraliser, promouvoir ou gérer des collègues électoraux externes [AIChE ; CWRT, 2000]. Dans le cas d'une entreprise, un dialogue poussé avec le public sur des sujets tels que la prévention des accidents et la réduction des risques, peut améliorer les relations que l'organisation entretient avec les communautés alentour. Encore une fois, aucune valeur n'est clairement disponible.

3.6 Formulation de la question de recherche

La confrontation des résultats des études empiriques aux théories formulées pour décrire les relations entre performances économique et environnementale, montre qu'il est difficile d'y associer un cadre unique : l'existence de situations « *win-win* », tout comme celle de situations « *win-lose* », ont ainsi été prouvées.

Il a cependant été établi que le niveau de stratégie conféré par une organisation à la gestion environnementale, est un paramètre important, puisque les entreprises qui orientent leurs activités environnementales vers la création de valeur semblent engendrer une relation positive entre performances environnementale et économique.

Le rôle des pouvoirs publics apparaît également central dans la rentabilité des stratégies environnementales et sociales de l'entreprise, notamment car les marchés n'intègrent pas nécessairement les effets socialement positifs que peuvent avoir les actions de préservation de l'environnement. La question de la vérité des prix et de la création de signaux forts et comparables est alors fondamentale.

L'examen des études relatives aux projets de prévention des pollutions met, quant à lui, en avant les paramètres qui freinent la mise en place de ce type de stratégies. Les incertitudes techniques et réglementaires sont ainsi les principales barrières à l'investissement dans les technologies propres, du fait de leur potentiel impact négatif sur la performance financière.

La question, pour l'entreprise, de l'identification et de la prise en compte dans le dimensionnement de ses stratégies des paramètres environnementaux pouvant avoir un impact sur la création de valeur, notamment à long terme, se pose alors. L'un des points clés est sans doute lié à la possibilité de redescendre ce type de paramètre au niveau de la décision d'investissement pour la protection de l'environnement, puisqu'en théorie, une entreprise adoptera une stratégie responsable, si elle perçoit cette dernière comme étant en ligne avec son développement économique, au moins à long terme.

Ces réflexions nous amènent à formuler notre question de recherche :

²⁰⁸ Russo, M.V., Fouts, P.A., A resource-based perspective on corporate environmental performance and profitability, *Academy of Management Journal*, 40:3, 534-559, 1997.

Quel système de gestion des données environnementales peut permettre aux entreprises d'identifier les situations « win-win » à travers lesquelles elles augmenteront conjointement leurs performances environnementale et économique ?

Cette interrogation nous amène à aborder le thème de la comptabilité environnementale, qui en liaison avec différents outils, a été développé dans un objectif de connaissance et de management des coûts environnementaux. Dans le chapitre suivant, nous consacrons la première partie à la description de ce concept, avant de précisément construire notre démarche de recherche.

**Chapitre 2 – La comptabilité environnementale,
intégrer l'environnement dans les cadres
décisionnels et financiers de l'entreprise**

Partie 1 – La comptabilité environnementale, un outil d'identification, d'estimation, d'enregistrement et de suivi des données économiques liées à la gestion de l'environnement

La partie 3 du 1er chapitre a mis en évidence la nécessité, pour une entreprise souhaitant développer une gestion proactive des enjeux environnementaux liés à son activité, d'avoir une vision claire et détaillée des risques et opportunités auxquels elle fait face. Nous nous interrogeons dans cette optique, sur les capacités qu'ont les entreprises industrielles à percevoir ces enjeux. Le tout premier point à considérer est celui de la connaissance, pour une organisation, des coûts environnementaux qu'elle supporte.

Nous allons voir dans cette partie comment le concept de comptabilité environnementale fut développé en liaison avec cette problématique. Les difficultés d'identification, de suivi, de classification et d'estimation des coûts environnementaux seront au centre des discussions.

1.1 Préambule, la photographie des coûts environnementaux d'un site industriel

Nous nous basons en préambule, sur une étude de cas réalisée en début de projet, qui fut à l'origine de la perception concrète des problèmes et enjeux liés au contexte de recherche. C'est à la suite de celle-ci que nous avons orienté nos travaux.

1.1.1 Présentation de l'étude de cas

Nous nous attachons en premier lieu à présenter l'approche que nous avons menée.

1.1.1.1 Périmètre

Nous avons choisi de nous cantonner à l'estimation des coûts environnementaux d'un site industriel. Environ 1000 employés travaillent sur ce site et les activités principalement mises en œuvre sont du travail mécanique et du traitement de surface des métaux, ainsi que de la peinture.

Dans notre analyse nous avons choisi de quantifier économiquement les différents éléments suivants :

- Coûts non récurrents (investissements, dépenses exceptionnelles).
- Coûts des consommations d'eau et énergétiques.
- Coûts de prévention des pollutions et du management de l'environnement.
- Coûts de contrôle et de gestion des impacts environnementaux.

Il est à noter que ces catégories furent choisies de manière itérative après une brève revue de littérature sur les coûts environnementaux, et une confrontation avec le terrain. Les données furent collectées pour l'année 2003. Il est à noter qu'un Système de Management de l'Environnement fut déployé l'année suivante mais, que sur la période de temps qui nous concerne, le SME n'était pas encore en place, ce qui implique des difficultés supplémentaires en terme de recueil des données.

1.1.1.2 Objectifs et méthode

Comme nous l'avons déjà laissé entendre, l'objectif de cette étude n'était pas simplement de connaître le coût environnemental global supporté par ce site industriel pour l'année 2003. Notre approche visait en effet également à effectuer un diagnostic initial relatif aux possibilités d'identification et d'estimation des coûts environnementaux.

- Est-il possible de définir clairement ce qu'est un coût environnemental ?
- Comment l'entreprise collecte et gère ce type de données ?
- Comment obtenir et estimer le coût de l'environnement ?
- Comment exploiter les résultats ?

Ces questions symbolisent la réflexion qui nous a menés à effectuer cette étude préliminaire.

Pour notre estimation des coûts, nous avons décidé de partir de documents très généraux²⁰⁹ afin d'identifier les activités principales impactant l'environnement. Un entretien avec le responsable environnement du site a par la suite permis d'affiner la connaissance de la gestion de l'environnement menée sur le périmètre, tout en permettant la rencontre de différents acteurs (gestionnaire déchets, gestionnaire du contrat de traitement de surface, de la collecte et du traitement des déchets, contrôleur de gestion, responsable taxes et prix d'achat des consommations, etc.).

Nous avons alors dimensionné une taxonomie²¹⁰ des coûts environnementaux pour le site industriel, et établi une liste des intervenants et documents à consulter pour notre estimation.

Il est toutefois à noter que cette étude de cas, qui est axée « site de production », ne prend en compte qu'une petite partie de la performance environnementale globale (Figure 17).

²⁰⁹ Arrêté préfectoral d'autorisation, descriptifs d'activités, etc.

²¹⁰ Nous définissons ici la taxonomie comme une classification permettant le recensement exhaustif tout en évitant les doubles comptages.

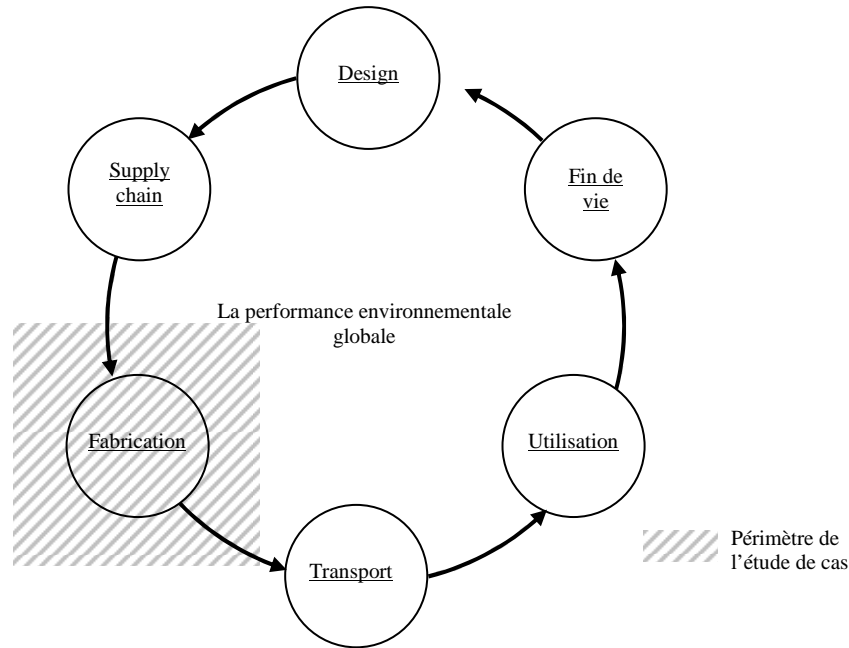


Figure 17 – Le champ réduit de la photographie des coûts environnementaux

1.1.2 Estimations et résultats

1.1.2.1 L'obtention des informations

La taxonomie des coûts environnementaux que nous avons utilisée est la suivante (Tableau 14):

Catégories de coûts	
Coûts non récurrents	
Coûts de gestion des impacts environnementaux	Effluents liquides (fonctionnement, contrôle, maintenance, taxes)
	Emissions atmosphériques (fonctionnement, contrôle, maintenance, taxes)
	Déchets (fonctionnement, contrôle, maintenance, taxes)
Coûts des consommations	Eau
	Electricité
	Gaz naturel
Prévention et management de l'environnement	Service environnement
	Management environnemental
	R&D
	Fonctionnement de technologies de prévention des pollutions (recyclage intégré au procédé, etc.)
Divers	Taxes diverses
	Amendes, pénalités, compensations
	Assurances, provisions

Remarque : nous avons construit cette taxonomie de manière itérative lors de la réalisation de la photographie des coûts.

Tableau 14 – Taxonomie des coûts environnementaux du site industriel

Nous avons par la suite cherché à identifier et à estimer ces coûts en définissant une clef d'entrée pour chaque catégorie définie, cette dernière devant permettre de répertorier exhaustivement tous les coûts qui y affèrent. Par exemple, pour la catégorie « traitement des déchets et des émissions », la clef d'entrée est constituée des actifs environnementaux de type « end of pipe ». Il faut alors identifier ces actifs, puis par une collaboration avec le service financier ainsi qu'avec d'autres acteurs, y lier les dépenses et coûts associés.

1.1.2.2 Résultats obtenus

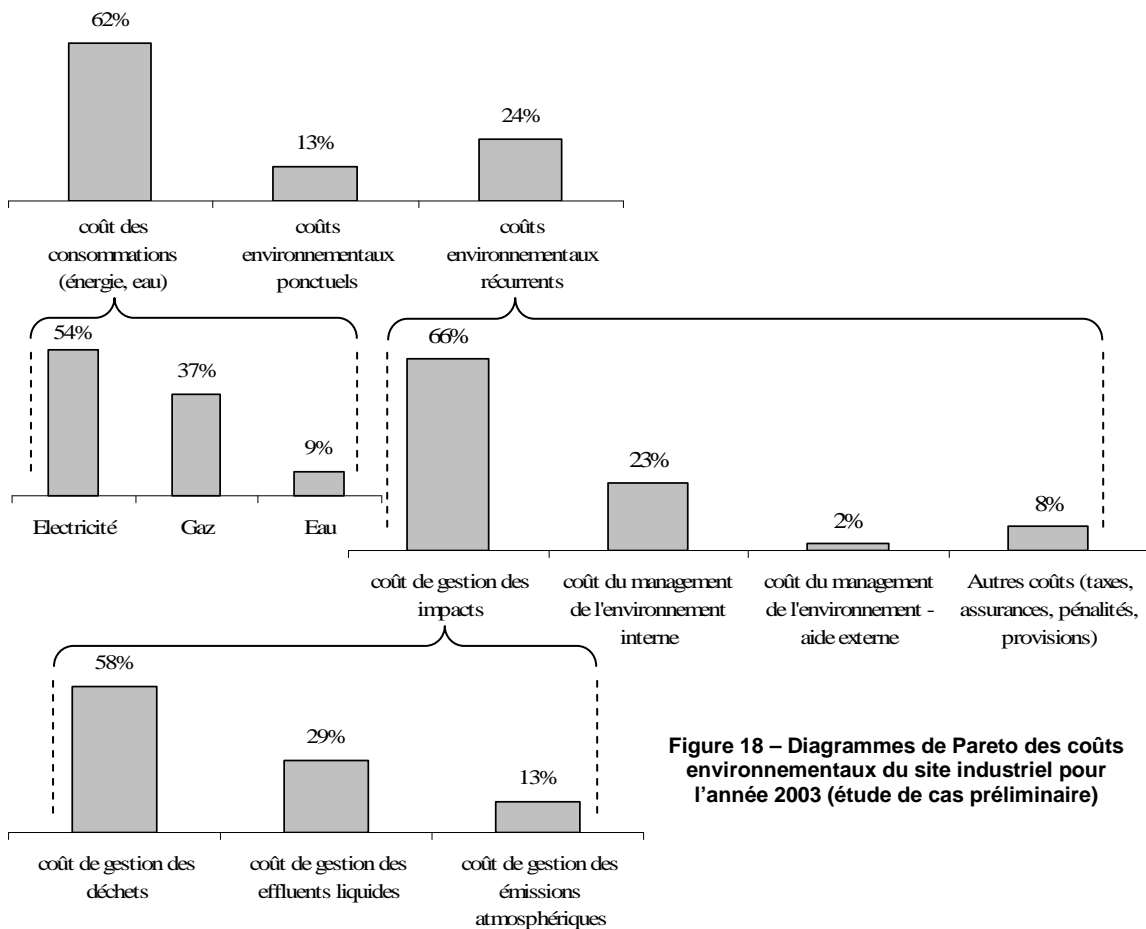


Figure 18 – Diagrammes de Pareto des coûts environnementaux du site industriel pour l'année 2003 (étude de cas préliminaire)

Les résultats de notre estimation des coûts environnementaux du site industriel étudié, pour l'année 2003, sont présentés sous la forme de diagrammes de Pareto²¹¹ (Figure 18). Quelques informations évidentes peuvent d'ores et déjà être exposées.

Le coût des consommations d'eau et d'énergie, que nous avons pour l'instant défini comme étant purement environnemental, représente plus de 60% des coûts environnementaux du site. Une première remarque concerne l'affectation de la totalité de ces consommations à « l'environnement ». Nous reviendrons sur ce point dans la partie suivante (1.1.3.1 – p109), mais il est clair qu'une partie au moins de ces consommations, à buts purement productifs, devra être observée différemment (indicateur).

Lorsque seuls les coûts environnementaux récurrents sont observés (hors consommations d'énergie et d'eau), les coûts de gestion des impacts apparaissent comme prépondérants, et parmi ceux-ci, le coût de gestion des déchets est le plus important (environ 60% des coûts de gestion des impacts environnementaux).

²¹¹ Le diagramme de Pareto est un diagramme en colonnes, exposant et classant, par ordre décroissant d'importance, les causes ou problèmes.

Cependant, même si ces informations sont intéressantes, puisqu'elles permettent de fixer quelques ordres de grandeur, de nombreuses limites apparaissent quant à leur exploitabilité. La principale, que nous développons dans la partie suivante, concerne le fait que ces données brutes sont estimées à partir du périmètre comptable, ce qui est logique puisque ce sont à travers les documents et systèmes qui y sont liés, que les données monétaires sont les plus facilement accessibles. Or, l'intérêt, dans une optique de gestion des performances est de répartir ces coûts par activités industrielles, par exemple afin d'étudier la rentabilité d'éventuels investissements de prévention des pollutions.

1.1.3 Problèmes, limites et voies d'améliorations

1.1.3.1 Les problèmes et limites rencontrés

Le principal problème afférant à l'estimation des coûts environnementaux d'un site industriel est induit par la multiplicité des acteurs et des supports. L'identification des activités relevant de l'environnement, puis l'estimation de leurs coûts, nécessitent en effet la consultation de toute une variété d'intervenants et de documents. Nous pouvons citer les documents comptables, les contrats gérés par des gestionnaires spécifiques, les factures d'achat, les systèmes de gestion de la production et ERP²¹², divers enregistrements, les inventaires et bilans de matières, etc. Bien évidemment, cela induit forcément une incertitude élevée pour les estimations.

L'un des autres points induisant une incertitude élevée dans les estimations, est la difficile allocation des coûts environnementaux, par exemple à cause de prestations facturées globalement sans que des indicateurs pertinents ne permettent une affectation des coûts aux causes. Ainsi, dans notre étude, l'un des résultats qui comporte la plus forte incertitude est celui du coût estimé pour la gestion des déchets, ce qui pose forcément un problème de visibilité vu son importance.

Comme nous le montrons dans le schéma simplifié qui suit (**Figure 19**), les déchets générés par les différentes activités du site sont collectés, puis envoyés en traitement interne ou externe. Une première difficulté est que, collecte et traitement font l'objet de deux prestations séparées, impliquant deux entreprises différentes. Enfin, l'autre difficulté concerne la facturation pour le traitement, qui est commune à l'établissement auquel est intégré le site ici considéré : les déchets sont stockés sur une plateforme externe au site (mais interne à l'établissement) et « mélangés » avec les déchets provenant d'autres sites. Les quantités ne sont donc pas accessibles au niveau de chaque site, à l'exception de certains types de déchets qui sont spécifiques à une seule entité. De plus, la facture étant globale et n'étant que très peu détaillée (séparation des coûts selon des catégories de déchets très larges, pesage avant traitement une fois les déchets « mélangés »), la réaffectation au site est extrêmement difficile.

²¹² Enterprise Resource Planning : ensemble de logiciels intégrant les principales fonctions nécessaires à la gestion des flux et des procédures de l'entreprise.

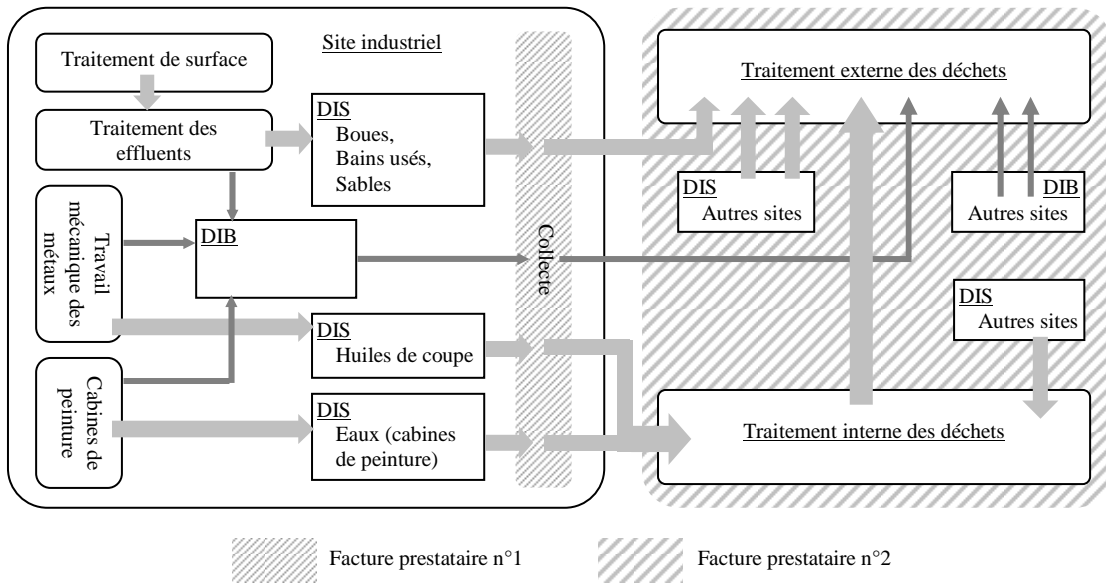


Figure 19 – Schéma de flux des déchets et périmètres de facturation du site industriel (étude de cas préliminaire)

Bien évidemment, nous ne cherchons pas par cet exemple à remettre en cause la mise en commun pour tout l'établissement de la prestation de traitement des déchets, qui est source d'économies. Nous souhaitons toutefois mettre en avant le fait que le manque de mesures (pesées supplémentaires par exemple) et de détails sur les coûts de traitements unitaires spécifiques à chaque type de déchets, est à la source de la méconnaissance des coûts réellement induits par les diverses activités du site.

Le non suivi du coût d'achat des matières consommées, qui ne sont par la suite pas intégrées au produit final, constitue également un facteur limitant dans une optique d'amélioration de l'éco-efficacité des procédés industriels. L'exemple des métaux met clairement en avant ce point. Les pertes de titane et d'aluminium sont valorisées par revente à des recycleurs, mais, le prix de vente étant bien évidemment très inférieur à celui de l'achat (les déchets sont généralement souillés, et collectés sous des formes difficiles à exploiter, tels les copeaux), le bilan économique sur ces matières est plus que négatif. Le diagramme des coûts environnementaux qui incorpore, pour le site considéré dans notre étude, la différence entre les coûts d'achat et de revente, des pertes d'aluminium et de titane, est le suivant (Figure 20).

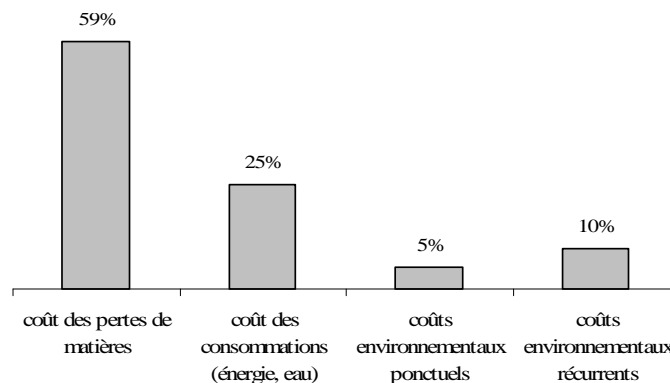


Figure 20 – Le coût des pertes de matières et les coûts environnementaux du site (étude de cas préliminaire)

Ce dernier point démontre, l'importance que peuvent avoir les pertes de matières en terme de coûts pour un site industriel. Bien évidemment, l'exemple de l'aluminium et du titane ici présenté est quelque peu extrême, puisque dans le cas du site industriel considéré, les produits fabriqués sont composés de pièces usinées dans des blocs de métaux pleins, pour garantir des propriétés mécaniques, de résistance notamment (les pièces sont « creusées » dans des blocs entiers plutôt que d'être mises en forme à partir de plaques), et leur poids devant être minimum, un enlèvement important de matière est réalisé. Il reste que par transposition, nous nous interrogeons sur le montant que représente le coût d'achat des matières qui par la suite deviennent des déchets, en comparaison de leur coût de traitement.

Comme nous l'avons déjà laissé entendre, considérer les coûts des consommations d'énergie et d'eau comme étant purement environnementaux, ne semble pas forcément cohérent dans une optique d'exploitabilité des résultats. Une partie de ces consommations est effectivement utilisée dans des procédés « end of pipe », et constitue ainsi des coûts 100% environnementaux, mais une autre partie peut être vue comme une ressource exploitée dans un cadre productif. Une séparation de ces deux types d'utilisation serait, semble-t-il, utile d'autant plus que la part exploitée dans des procédés de production pourra par exemple être prise en compte à travers les coûts d'achat des pertes de matières si elle n'est pas intégrée dans le produit final. Les quantités d'eau et d'énergie utilisées à des fins de gestion ou de traitement des impacts environnementaux, devront quant à elles être affectées au médium environnemental considéré. Ainsi, dans notre étude, les consommations d'eau utilisées dans les laveurs d'air devront apparaître dans la catégorie « coût de traitement des émissions atmosphériques » et non être agrégées dans une seule catégorie « consommations d'eau ».

Pour finir, l'estimation du coût de fonctionnement des installations de prévention des pollutions s'avère difficile. En effet, les données économiques accessibles pour le fonctionnement d'un procédé sont globales ; or certains d'entre eux intègrent par exemple des unités de recyclages des matières qu'ils utilisent. Dans notre étude, les huiles de coupe sont par exemple recyclées par filtration, ce qui implique un coût à estimer (non incorporé dans notre estimation). Il convient donc dans une étude plus poussée d'effectivement considérer ces activités, afin d'en estimer l'impact économique. Cette réflexion peut être élargie à l'estimation de la part attribuable à l'environnement dans le cadre d'un investissement dans une technologie propre. Il convient de noter que ce montant est difficile à suivre dans les documents comptables.

1.1.3.2 Les voies d'amélioration

Les voies d'amélioration découlent directement des problèmes et limites exposées dans la partie précédente.

La première consiste à redéfinir la taxonomie des coûts afin d'intégrer des nouveaux montants, ou plus précisément de distinguer certains d'entre eux qui sont agrégés dans les catégories initialement définies.

Il serait donc souhaitable d'intégrer une catégorie permettant de suivre le coût d'achat des matières utilisées à des fins productives. Enfin dans cette catégorie, seraient distinguées les matières qui sont par la suite intégrées au produit des matières qui quittent le périmètre de l'organisation sous une autre forme (déchets, rejets, émissions, pertes, etc.). Il faudrait également envisager d'intégrer dans cette catégorie, tout en les distinguant précisément des autres matières, l'eau et l'énergie utilisées dans les procédés purement productifs. L'idéal serait de ne pas inclure dans cette catégorie, les matières, l'énergie et l'eau, utilisées à des fins de prévention des pollutions.

Les consommations et autres ressources, par exemple nécessaires au recyclage d'une ressource productive, seraient alors suivies indépendamment, dans une catégorie « coûts de prévention des pollutions ».

Enfin, toutes les ressources utilisées pour le traitement des impacts environnementaux seraient répertoriées dans la catégorie correspondant à ces activités, qui était déjà définie dans la taxonomie initiale. Il reste à noter que les coûts liés aux consommations d'eau, d'énergie pour le fonctionnement de ces procédés y seraient intégrés.

Les deux principaux points à noter sont donc :

- L'apparition d'une catégorie « coûts d'achat des matières » utilisées dans les procédés de production, les matières étant distinguées selon qu'elles soient par la suite intégrées au produit final ou non.
- La disparition de la catégorie agrégeant les coûts des consommations d'eau et d'énergie au profit d'une répartition de ces dernières dans les catégories correspondant à leur emploi : « coûts de la prévention des pollutions », « coûts de gestion des impacts » et « coûts d'achat des matières » (lorsqu'elles sont utilisées à des fins productives).

La seconde voie d'amélioration, consiste à redéfinir les procédures d'estimation des coûts environnementaux afin d'en permettre une réaffectation aux procédés qui en sont réellement à l'origine.

Dans notre étude, il serait par exemple souhaitable de connaître l'origine précise des coûts de gestion des déchets. En effet, indépendamment de la connaissance de ces dépenses par catégorie de déchets (DIB par exemple), une information extrêmement utile serait de connaître la contribution à celles-ci de chacun des procédés mis en œuvre sur le site (traitement de surface, peinture, traitement mécanique des métaux).

Cet objectif pourrait par exemple être rempli par l'utilisation de méthodes de suivi et de quantification des flux de matières, d'énergie et d'eau à travers tout le périmètre considéré.

En dernier lieu, une réorganisation du système comptable permettant d'améliorer la connaissance des coûts environnementaux serait d'une grande utilité. L'intégration dans la

comptabilité analytique²¹³ de données permettant le suivi de ces derniers selon les catégories définies dans notre nouvelle taxonomie faciliterait sans doute grandement l'analyse stratégique des activités environnementales de l'entreprise. Le minimum serait de réaffecter les données généralement agrégées dans des montants comptables généraux aux procédés en étant à l'origine. Les exemples qui sont apparus comme étant les plus flagrants dans notre étude sont ceux des taxes et des dépenses de gestion et de traitement des déchets. Les taxes sur les émissions atmosphériques sont ainsi uniquement considérées globalement ce qui ne permet pas une observation de l'activité en étant à l'origine.

Les difficultés rencontrées, les moyens d'y remédier ainsi que les voies d'amélioration possibles, qui transparaissent à travers notre étude de cas peuvent symboliquement être considérées comme représentatives des étapes qui ont conduit au développement du concept de comptabilité environnementale. Nous nous attachons à présenter ce dernier dans la suite de cette partie.

1.2 La comptabilité environnementale, une théorie de gestion

1.2.1 Les fondements : entre comptabilité et management

La comptabilité environnementale fait l'objet depuis quelques années de nombreuses études. Certaines s'interrogent sur les techniques qui peuvent être utilisées par les entreprises pour normaliser l'information environnementale d'un point de vue comptable, tandis que d'autres vont jusqu'à intégrer cette notion dans le champ managérial, insistant sur la nécessité d'évaluer la performance environnementale pour qu'elle soit intégrée dans les prises de décisions (Baker 1996²¹⁴, Bennett et James, 1997²¹⁵) [Lafontaine, 2003]. Lorsqu'il est question de comptabilité environnementale, des motivations purement comptables côtoient donc des motivations managériales. Le champ est donc plus large que celui de la comptabilité classique et Antheaume et Teller [Antheaume, Teller 2000] vont jusqu'à se demander dans quelle mesure le terme de comptabilité est approprié pour décrire la recherche dans ces domaines.

Nous considérons dans notre étude que le terme de « comptabilité environnementale » est à prendre au sens large et qu'il englobe les différents outils nécessaires à l'inscription dans un cadre comptable normalisé et à l'amélioration des performances.

1.2.1.1 Les besoins de communication et de normalisation

Le terme de comptabilité environnementale fut initialement développé au niveau des états. Il était alors question de quantifier, au niveau national, les stocks et usages des ressources naturelles, les flux de polluants, les coûts environnementaux, les coûts externes, etc. Cette « comptabilité environnementale nationale » venait alors compléter les mesures traditionnelles (économiques ou non) du développement. Ce concept est relativement récent et sa mise en

²¹³ La comptabilité analytique présente une image économique de l'activité de l'entreprise, à des fins de gestion interne.

²¹⁴ Baker, D., Environmental accounting's conflicts and dilemmas, *Management Accounting*, October, p. 46-48, 1996.

²¹⁵ Bennett, M., James, P., *Environment-Related Management Accounting: Current Practice and Future Trends*, GMI, 17, Spring, p. 32-51, 1997.

œuvre par certains Etats pionniers²¹⁶ fit suite aux recommandations formulées lors de la conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (sommet de la terre, 1992), notamment dans l'agenda 21, qui proposait l'instauration de tels systèmes de comptabilisation permettant de lier les activités économiques aux variations de stocks de ressources naturelles (Conseil de l'Europe, 2004²¹⁷).

L'alimentation des comptabilités environnementales nationales, nécessite la mise en œuvre de procédures de recueil, d'enregistrement, de communication et d'agrégation des données de différents acteurs tels que les entreprises, les agriculteurs ou encore les collectivités locales.

Le concept de comptabilité environnementale est donc nécessairement transposable au niveau de l'entreprise, où dans un but informatif il peut être défini comme « *un système d'information efficient sur le degré de raréfaction des éléments naturels engendré par l'activité des entreprises, utilisable pour réduire cette raréfaction et pour informer les tiers* » [Christophe, 2002]. Des principes comptables tels que ceux de prudence ou de permanence des méthodes y sont utilisés.

La communication des entreprises sur le thème de l'environnement s'est cependant développée sans qu'il y ait eu d'impulsion, par exemple réglementaire, de la part des Pouvoirs Publics. Le rapport environnemental en est l'exemple-phare. Les premiers apparurent dans les années 70, mais leur véritable essor eut lieu dans les années 90. Ces publications volontaires, intègrent généralement des tableaux statistiques donnant des informations environnementales en unités physiques, voire monétaires, qui doivent permettre de juger des progrès accomplis en terme de gestion environnementale. Les objectifs de ces publications peuvent varier d'une organisation à l'autre, la plupart cherchant toutefois à justifier leurs politiques environnementales en démontrant que celles-ci assurent le développement à long terme de l'entreprise, tout en s'intégrant dans une nécessaire rentabilité à court terme. Les rapports environnementaux sont donc tout particulièrement destinés aux actionnaires, mais aussi aux employés, aux fournisseurs ainsi qu'à différentes associations et ONG et autres tiers [Antheaume et Christophe, 2005]

Les rapports environnementaux étant principalement le fait d'initiatives volontaires, les tentatives de normalisation le furent également. Les résultats restent mitigés, même si le GRI (Global Reporting Initiative) semble aujourd'hui s'être imposé comme une référence commune acceptable.

Au niveau légal, la loi française sur les Nouvelles Régulations Economiques (NRE²¹⁸) et la recommandation du 30 mai 2001²¹⁹ de la Commission Européenne, constituent un début de

²¹⁶ Danemark, Pays-Bas, Allemagne, Royaume-Uni, Suède, Japon.

²¹⁷ Conseil de l'Europe, Giovanelli, F., Comptabilité environnementale en tant qu'instrument pour le développement durable, Rapport de la commission de l'environnement, de l'agriculture et des questions territoriales, 2004.

²¹⁸ L'article 116 de la loi NRE (L. 225-102-1) impose l'établissement d'un rapport annuel de gestion des sociétés cotées qui doit comprendre des informations fixées par décret relatives aux conséquences sociales et environnementales de son activité.

normalisation de la communication obligatoire d'informations environnementales. A travers ces deux réglementations, la question de l'inscription comptable et financière de l'environnement est posée. Nous reviendrons sur ce point par la suite (1.3.1 – p121).

Cette approche normative fut par la suite enrichie de réflexions portant sur le lien entre rentabilité financière et performances écologiques [Antheaume et Christophe, 2005].

1.2.1.2 L'intégration dans le management interne

Comme nous l'avons déjà vu, les relations qui existent entre politiques environnementales et compétitivité ont été étudiées aussi bien au niveau des états qu'au niveau des entreprises. Pour ces dernières, l'objectif est d'orienter leurs stratégies de gestion vers la création de valeur, notamment à long terme. Pour cela, l'organisation cherche à analyser comment ses performances environnementales et sociales influent sur sa performance économique, et elle doit pour cela développer des systèmes de mesure et de suivi de ses coûts environnementaux, dans une optique de gestion interne.

La mise en avant de paramètres jusqu'ici sous-estimés, voire même ignorés, peut permettre une meilleure perception des enjeux environnementaux, notamment lors des prises de décisions. L'objectif est alors d'intégrer le paramètre « environnement » transversalement à l'entreprise.

Deux objectifs principaux peuvent donc être associés à la notion de comptabilité environnementale. D'un côté, il s'agit de communiquer aux parties prenantes des informations financières et physiques relatives à la gestion environnementale, qui soient compréhensibles et, si possible, normalisées et comparables. En parallèle, la comptabilité environnementale devra permettre le suivi et la communication en interne, d'informations sous une forme qui permet leur intégration dans les prises de décisions. Nous verrons par la suite que ces deux objectifs distincts sont ceux que l'on retrouve dans la comptabilité classique (1.2.3 – p119).

1.2.2 Les problèmes de définition d'identification et d'estimation des coûts environnementaux

1.2.2.1 Définir les coûts environnementaux

Comme nous l'avons laissé entrevoir en préambule, il convient de définir précisément ce qu'est un coût environnemental. Dans cette partie, nous nous attachons à définir les catégories permettant de caractériser et de différencier les coûts environnementaux.

Deux Articles sont insérés par le Décret n°2002-221 du 20 février 2002 : l'article 148-2 spécifiant les informations sociales à communiquer dans le rapport de gestion du conseil d'administration ou du directoire, et l'article 148-3 relatif aux informations environnementales.

²¹⁹ Recommandation 2001/453/CE de la commission du 30 mai 2001 concernant la prise en considération des aspects environnementaux dans les comptes et rapports annuels des sociétés : inscription comptable, évaluation et publication d'informations.

En premier lieu il est nécessaire de distinguer les dépenses initiées dans le but d'atteindre un objectif environnemental de celles qui ne le sont pas directement, mais qui peuvent induire une amélioration écologique suite à la réalisation d'un autre objectif. Ces deux catégories sont généralement appelées :

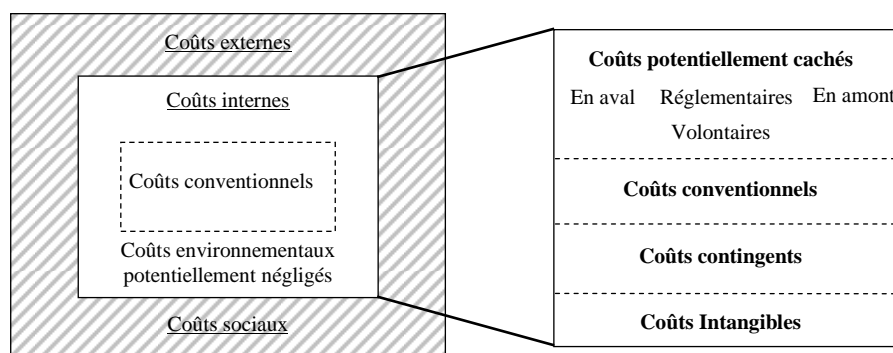
- « Coûts intégrés » ou « coûts de prévention des pollutions » d'une part.
- « Coûts end of pipe » ou « coûts purement environnementaux » d'autre part.

Ces catégories sont parfois simplement nommées « coûts environnementaux directs » et « coûts environnementaux indirects » [Antheaume, 1998].

D'autres catégories économiques permettent de classer les différentes dépenses environnementales d'une entreprise. On oppose ainsi les coûts internes (ou coûts privés) aux coûts externes (coût sociaux) et les coûts conventionnels, aux coûts cachés. Enfin lorsqu'on parle de coûts environnementaux il est important de prendre en compte les coûts contingents et les coûts intangibles. Ces termes sont définis comme suit [US EPA, 1995] :

- Coûts internes : coûts supportés par l'entreprise.
- Coûts externes : coûts pour la société engendrés par les impacts de l'entreprise (1.3.1 – p22).
- Coûts conventionnels : coûts typiquement répertoriés dans les analyses financières et les outils de comptabilité.
- Coûts cachés : coûts qui peuvent ne pas être pris en compte par les managers de par leur nature épisodique ou bien à cause de leur report dans des montants globaux et généraux.
- Coûts contingents : coûts qui sont incertains dans le futur et qui dépendent également d'événements incertains.
- Coûts intangibles : coûts les moins aisés à estimer qui affectent la perception des clients, des fonctions managerielles, des employés, des comités réglementaires, etc.

Schématiquement, ces catégories peuvent être représentées de la manière suivante (Figure 21) :



[US EPA, 1995]

Figure 21 – Les coûts environnementaux de l'entreprise

Nous rappelons en outre, les définitions des principales catégories dites « comptables » ou « financières ». Ceci est important car les dépenses environnementales, comme toutes les autres, sont amenées à être traitées par les services comptables dans les états financiers. Les dépenses engagées sont ainsi appelées charges et investissements et les dépenses prévisibles, provisions pour risques et charges. De plus, lors du calcul des coûts de production, on utilise des coûts dits directs et indirects (à ne pas confondre avec les dépenses environnementales directes et indirectes) ainsi que des frais généraux. Ces termes sont définis dans le tableau suivant (Tableau 14).

Type de comptabilité	Terme	Définition
Comptabilité financière	Investissement	L'investissement est au sens de l'entreprise une opération économique pour acquérir des biens durables utilisés pendant plusieurs exercices. Un investissement sera inscrit dans le bilan de l'entreprise comme étant un actif immobilisé incorporel (ex : brevet), corporel (ex : terrain) ou financier (ex. parts détenues durablement dans le capital d'un fournisseur stratégique).
	Charge	Une charge en comptabilité crée une diminution du résultat de l'entreprise. Les charges relèvent de trois catégories : les charges d'exploitation, les charges financières et les charges exceptionnelles. Elles peuvent être monétaires ou non monétaires. Une charge monétaire entraîne une diminution de fortune (il y a donc un paiement) et diminue le résultat.
	Dotations aux amortissements	L'amortissement comptable est la constatation dans le bilan et le compte de résultat de la dépréciation normale et irréversible d'un élément d'actif. La dotation aux amortissements correspond, dans le compte de résultat, aux amortissements de l'exercice écoulé pour les actifs de l'entreprise. Les amortissements cumulés représentent, dans le bilan, la somme des amortissements des actifs possédés par l'entreprise depuis leur date d'acquisition.
	Provisions pour risques et charges	En comptabilité, la provision est la constatation d'une moins-value probable sur un élément d'actif (provision pour dépréciation) ou d'une augmentation du passif dit « exigible » (provision pour risques et charges).
Comptabilité analytique	Charges directes de production	Les charges directes sont les charges qu'il est possible d'affecter sans calcul intermédiaire au coût d'un bien ou d'un service déterminé.
	Charges indirectes	Les charges indirectes sont les charges qu'il est impossible d'affecter sans faire des calculs intermédiaires pour déterminer le coût d'un bien ou d'un service. Au niveau de l'entreprise, les charges indirectes sont affectées à des centres (exemple : administration, atelier 1, service approvisionnement, etc.), via des clés de répartition définies à l'avance. On distingue des centres principaux par lesquels transite le produit ou le service fabriqué, et des centres secondaires qui servent de soutien aux centres principaux. Au niveau des centres, les charges sont affectées au coût des produits ou des services via un système de facturations internes entre centres (exemple : facturation des prestations des centres secondaires aux centres principaux) et/ou un système de taux de frais propre à chaque centre (exemple : répartition des charges indirectes de l'atelier 1 entre le produit 1 et le produit 2 au prorata du nombre d'heures d'usinage pour chaque produit).
	Les charges de frais généraux	Voir charges indirectes.

Tableau 15 – Principales catégories comptables

1.2.2.2 Les problèmes d'identification et d'estimation des coûts environnementaux

Comme nous l'avons déjà vu (1.1.3.1 – p109), définir précisément un périmètre pour les coûts environnementaux n'est pas une chose aisée. Ceci, tout particulièrement, lorsque les dépenses engagées ont différents objectifs en plus de celui de l'amélioration écologique : la mise en place d'une technologie propre est le cas typique où isoler le coût environnemental se révèle délicat, puisque l'investissement intègre nécessairement des progrès technologiques.

Plus généralement, les coûts environnementaux seront difficilement accessibles du fait de l'inadéquation qui existe entre les catégories qu'on aimerait estimer (coûts environnementaux « end of pipe » et intégrés, coûts cachés, coûts intangibles et contingents, etc.) et les catégories aisément accessibles par l'intermédiaire des documents comptables (coûts conventionnels : investissements, charges, etc.). Ce décalage, existe notamment car les

systèmes traditionnels de calculs de coûts, qui ont historiquement été conçus et dimensionnés dans le cadre d'organisations tayloriennes, ne sont plus adaptés aujourd'hui. Les frais indirects (au sens comptable) et généraux représentent en effet une part de plus en plus grande, alors qu'auparavant, les charges directes étaient prépondérantes dans les calculs de coûts.

Le schéma suivant (Figure 22) représente les inadéquations entre les catégories de coûts environnementaux qu'il est souhaitable d'estimer et les catégories de coûts facilement accessibles à travers les documents comptables (coûts conventionnels).

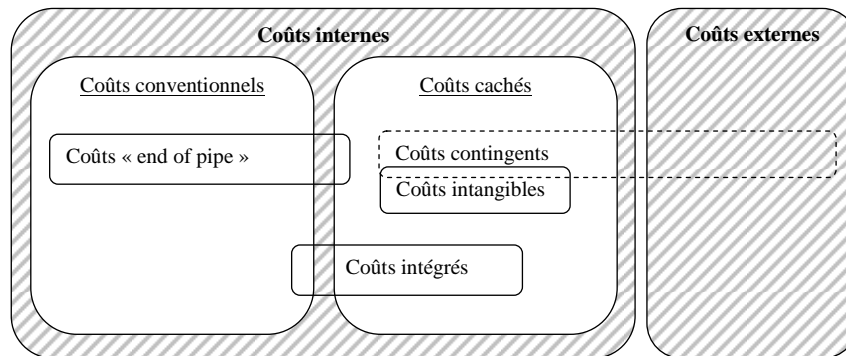
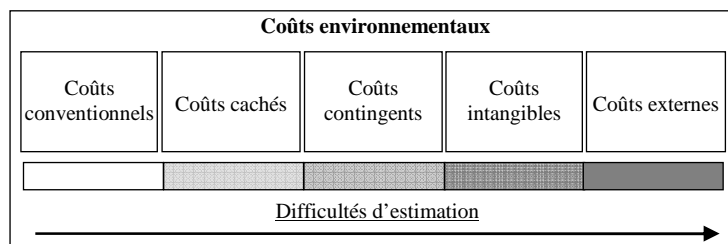


Figure 22 – la difficile identification des coûts environnementaux dans les documents de l'entreprise

A travers cette représentation schématique, nous souhaitons mettre en avant le fait que les catégories définies initialement ne sont pas exhaustives. Les coûts cachés intègrent par exemple une partie des coûts « intégrés » (ou de prévention des pollutions), ainsi que la plupart des coûts intangibles. Les coûts contingents constituent quant à eux une catégorie spécifique des coûts cachés, puisqu'ils ne sont pas supportés aujourd'hui par l'entreprise, mais qu'ils représentent les coûts que cette dernière sera susceptible de supporter dans le futur. Une partie de ceux-ci pourra en outre être issue de l'internalisation de coûts aujourd'hui considérés comme externes.

En plus des difficultés d'identification des coûts environnementaux, ces derniers s'avèrent difficilement estimables. Hormis les coûts conventionnels, qui peuvent être directement obtenus par l'intermédiaire d'enregistrements internes à l'entreprise, l'estimation des autres catégories de coûts nécessite la mise en œuvre d'outils et de méthodes spécifiques. Comme le montre le schéma suivant, certaines catégories de coûts sont plus difficiles à estimer que d'autres (Figure 23) :



[US EPA, 1995]

Figure 23 – Difficultés d'estimation des coûts environnementaux

Nous préciserons par la suite les outils et méthodes disponibles pour l'estimation des coûts environnementaux (1.4.2 – p130).

1.2.3 Transcription des rôles des comptabilités générale et analytique : deux visions pour la comptabilité environnementale

1.2.3.1 Comptabilités générale et analytique, quelques rappels

Nous rappelons en premier lieu que comptabilité générale et comptabilité analytique²²⁰, sont à distinguer [Christophe, 2006].

La comptabilité générale vise à satisfaire les besoins en informations des parties prenantes et des autorités financières. La comptabilité est un système d'organisation de l'information financière permettant de saisir, classer, enregistrer des données de base chiffrées et présenter des états reflétant une image fidèle du patrimoine, de la situation financière et du résultat de l'entité à la date de clôture. La comptabilité permet d'effectuer des comparaisons périodiques et d'apprécier l'évolution de l'entité dans une perspective de continuité d'activité. La comptabilité financière traite les actifs et passifs de l'entreprise, tout comme les revenus et dépenses, à travers deux documents qui sont le bilan comptable et le compte de résultat.

La comptabilité analytique se base sur la comptabilité générale afin de présenter une image économique de l'activité de l'entreprise, à des fins de gestion. En tant que telle, elle se concentre sur le compte de résultat, sur lequel elle opère quelques retraitements permettant de mettre en exergue la rentabilité de différents "objets de coûts" de l'entreprise : produits, services, zones géographiques, clients, circuits de distribution, etc.). Deux principaux objectifs sont associés à la comptabilité d'entreprise :

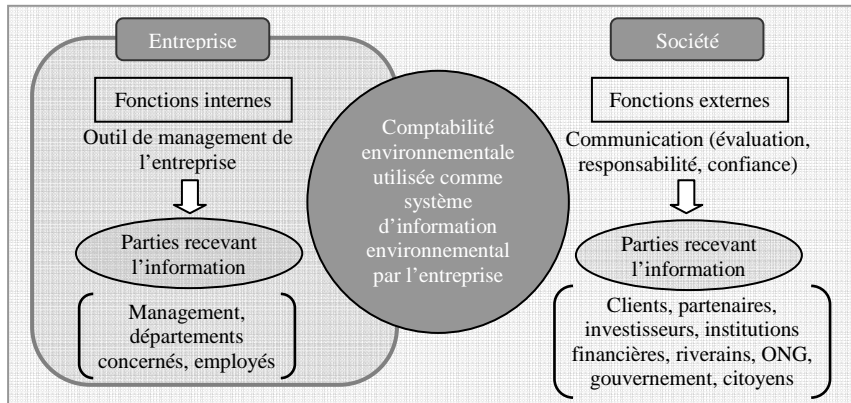
- La communication aux parties prenantes de données permettant le jugement de la performance réalisée. Dans un souci de transparence, d'exactitude et de comparabilité, les procédures sont réglementées et extrêmement cadrées.
- La gestion interne de la performance, par le suivi, l'analyse, et la prise en compte lors du dimensionnement des stratégies et des prises de décision, des informations adéquates. Ce système d'information interne est organisé comme l'entreprise le souhaite.

1.2.3.2 Mise en parallèle pour la comptabilité environnementale

De la même manière, la comptabilité environnementale peut être vue comme remplissant deux fonctions. La première vise à « compter et à rendre des comptes », notamment en externe, et est soumise à des règles d'inscriptions comptables bien définies et cadrées. La seconde consiste à suivre et à communiquer en interne les informations permettant d'améliorer

²²⁰ La comptabilité générale et la comptabilité analytique sont parfois appelées comptabilité financière et comptabilité de gestion.

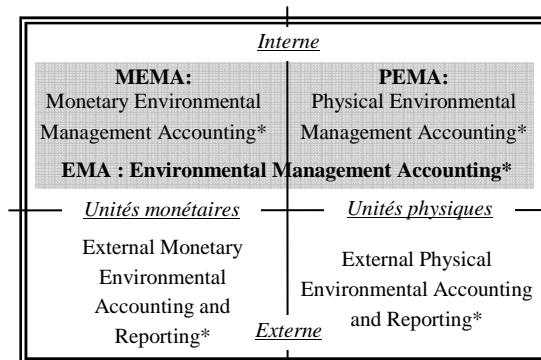
performance économique et environnementale, chaque organisation pouvant définir ses propres règles. Ces deux visions sont schématisées ci-dessous (Figure 24).



[Japan, 2000]

Figure 24 – les deux rôles d'une comptabilité environnementale

Il est à noter que contrairement à la comptabilité classique, les données gérées par une comptabilité environnementale ne le seront pas uniquement sous forme monétaire, la quantification physique de certains montants s'avérant nécessaire à la prise en compte de la performance écologique. Quatre catégories d'activités peuvent donc finalement être définies pour la comptabilité environnementale, selon qu'elles soient menées à des fins internes ou externes, et selon le type d'informations suivies (monétaires ou physiques) [UN, 2001] (Figure 25).



* Les termes anglophones ont ici été conservés du fait du manque de traductions officielles pour ces notions

Adapté de [UN, 2001]

Figure 25 – les catégories d'activité d'une comptabilité environnementale

Nous nous attachons dans la partie suivante à décrire plus précisément les rôles que doit remplir la comptabilité environnementale. Dans le cadre de la communication externe de données monétaires, nous nous pencherons plus particulièrement sur les règles d'inscription comptable de l'environnement.

1.3 Les rôles de la comptabilité environnementale

1.3.1 La comptabilité environnementale financière²²¹, inscrire l'environnement dans un cadre financier

Faire appel aux outils traditionnels de la comptabilité financière pour inscrire la gestion de l'environnement dans les documents officiels de l'entreprise, permet d'apporter une certaine légitimité à l'information environnementale du fait de la rigueur comptable. La comptabilisation des dépenses environnementales réalisées ou prévues doit contribuer à donner une image plus fidèle de l'entité, sans compter que certains avantages fiscaux sont conditionnés par les enregistrements comptables correspondants.

D'un point de vue international, européen et français, le cadre légal de la comptabilité environnementale se précise et s'harmonise. La loi NRE (France) et la recommandation de la commission du 30 mai 2001 (UE) s'appuient ainsi sur les normes comptables internationales (IAS 36, IAS 37, IAS 38) de l'IASC (International Accounting Standards Committee²²²) pour la normaliser.

D'une manière générale les points à considérer en terme d'inscription comptable de l'environnement sont les suivants :

- Inscrire à l'actif des dépenses environnementales.
- Prendre en compte dans les états financiers des dettes environnementales latentes (passifs environnementaux).
- Constater les pertes de valeurs des immobilisations (dépréciation), par exemple du fait de pollutions.
- Constituer des provisions pour restauration de sites contaminés.

1.3.1.1 Comptabilisation à l'actif des dépenses environnementales

Déterminer si une dépense peut être considérée comme constituant un actif environnemental pour une entreprise, revient à déterminer si un investissement est à but environnemental ou non.

En premier lieu, la capitalisation de coûts environnementaux est permise seulement si des améliorations durables d'efficacité ou de sécurité, contribuant à une préservation de l'environnement, sont attendues en résultat des dépenses présentes. La FEE (le corps européens de comptabilité) recommande que les coûts contractés afin de prévenir de futurs impacts environnementaux soient capitalisés tandis que les coûts pour nettoyage de dommages environnementaux passés doivent être immédiatement dépensés [FEE, 1999]. Cette

²²¹ Traduction proposée pour « Monetary Environmental Accounting ». Ici, c'est l'activité appelée « external monetary environmental accounting » dans le document des Nations Unies qui est considérée (**Figure 25**). Cette activité est également notée EFA : Environmental Financial Accounting.

²²² Comité International des Normes Comptables

recommandation est conforme aux principes de IACS (IAS 36) et aux recommandations de la Commission Européenne [CE, 2001].

Un investissement de type « end of pipe » ne pose pas de difficultés quant à l'évaluation de la part à capitaliser. Le but d'un tel investissement étant uniquement la protection de l'environnement, il est considéré comme purement écologique, et la totalité de l'investissement est capitalisé comme un actif environnemental.

En revanche, de nombreux investissements de prévention de la pollution impliquent une part d'amélioration environnementale et une part d'amélioration de production.

Il convient alors de déterminer si la réalisation de l'investissement comporte bien un but environnemental. Une comparaison avec l'état de l'art, afin de déterminer si la technologie sort de la norme et est effectivement une bonne pratique environnementale, est une piste de réflexion. Etudier l'installation précédente, notamment relativement à son obsolescence en est une autre. Si un équipement obsolète est remplacé par un nouveau procédé, qui est considéré comme représentatif de la norme dans le domaine considéré, celui-ci sera difficilement qualifiable d'investissement pour la protection de l'environnement, même s'il entraîne une amélioration environnementale durable pour l'entreprise en question.

Dans le cas où le but environnemental de l'investissement est effectif, il conviendra d'estimer la part attribuable à l'environnement. Pour cela, il est possible d'estimer la différence de coût avec une solution moins favorable d'un point de vue environnemental, présentant des valeurs de production similaires. Il est également envisageable d'évaluer respectivement les améliorations de production et environnementales induites par la nouvelle technologie, puis de les comparer.

Certains mécanismes réglementaires peuvent également imposer aux entreprises de comptabiliser à l'actif les « droits de propriété sur l'environnement » qu'elles détiennent. Ceci est notamment le cas des quotas d'émissions de gaz à effet de serre dont disposent les organisations soumises au système d'échange instauré en 2005 au sein de la Communauté Européenne²²³. Les quotas sont alors considérés comme des actifs incorporels.

1.3.1.2 Inscription au passif et constitution de provisions

Une charge environnementale future est inscrite au passif lorsque le montant du règlement de l'obligation environnementale considérée peut être estimé de manière fiable. L'obligation peut être de nature « *légale ou contractuelle* » ou bien « *implicite* » lorsqu'elle naît à l'initiative même de l'entreprise.

Dans les cas où il est impossible de procéder à une estimation fiable des coûts, la charge ne doit pas être portée en compte. Elle doit être considérée comme un passif « éventuel ».

Il est à noter que les nouvelles normes développées prévoient l'inscription comptable de la dépréciation des terrains pollués afin que la perte de valeur de l'actif soit prise en compte.

²²³ Directive 2003/87/CE du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la communauté

Les dépenses visant à la restauration des sites, ainsi qu'aux activités connexes que la société a obligation d'effectuer, doivent être comptabilisées comme passifs environnementaux sous la forme de provisions, si les critères généraux sont remplis. Nous présentons ces critères tels qu'ils sont définis par le CRC²²⁴ (Comité de Réglementation Comptable) dans le tableau suivant (Tableau 16) :

Conditions d'inscriptions comptables					Résultat	
Obligation à la date de clôture	Sortie de ressources	Echéance		Montant	Classification	Traitement comptable
Certaine : légale, réglementaire, contractuelle ou découlant de pratiques passées, de politique affichée ou d'engagements suffisamment explicites qui ont créé une attente légitime des tiers concernés	Certaine	Précise	<u>et</u>	Précis	Dettes	Dettes / Charges. Inscription au passif.
	Probable ou certaine	Non précise	<u>ou</u>	Non précis	Provisions	Provisions pour risques et charges / Dotations aux provisions
L'obligation ne remplit pas les critères ci-dessus	Probable ou certaine	Non précise	<u>et</u>	Fiabilité de l'évaluation insuffisante	Passif éventuel	Information à fournir en annexe

(CRC, 2000)

Tableau 16 – Conditions d'inscriptions comptables des sorties de ressources futures

Il reste que la constitution de provisions environnementales par les entreprises ne se fait pas toujours dans un but d'augmentation de la visibilité, mais peut traduire une volonté de gérer stratégiquement les résultats (lissage) (Berthelot et al., 2001)²²⁵.

La brève revue du cadre existant pour l'inscription comptable de l'environnement, que nous venons d'effectuer, montre que des critères subjectifs sont souvent utilisés pour décider si une dépense entre ou est exclue du calcul des coûts environnementaux. Cependant, il serait dommage de considérer que tout désir d'information objectif sur l'information environnementale est vain [Antheaume et Christophe, 2005].

1.3.2 La comptabilité de gestion environnementale²²⁶, inscrire le management de l'environnement transversalement à l'entreprise

1.3.2.1 Naissance et définition de la comptabilité de gestion environnementale

Le concept de comptabilité de gestion environnementale (« *EMA: Environmental Management Accounting* ») pour une organisation privée est apparu au début des années 90 et fut popularisé par l'intermédiaire d'un programme de promotion lancé par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (US EPA). Ce programme a abouti à la publication d'un des documents les plus populaires de ce champ de management : « *An introduction to Environmental Accounting as a business management tool: key concepts and terms* » [US EPA, 1995]. Ce document tente en premier lieu de définir ce que sont les coûts environnementaux pour une entreprise et met en avant le fait que la plupart d'entre eux sont cachés dans les

²²⁴ CRC, Règlement 2000-06 du 7 décembre 2000.

²²⁵ Berthelot, S., Magnan, M., Cormier, D., La gestion stratégique des résultats : Le cas des provisions environnementales, Centre de Recherche en gestion, 2001.

²²⁶ Traduction proposée pour « *Environmental Management Accounting* ».

documents financiers, ce qui induit une non prise en compte dans les activités générales. Le guide des Nations Unies (« *Environmental Management Accounting – Procedures and Principles* » [UN, 2001]), publié en 2001, permet par la suite de clarifier les concepts tout en établissant un consensus autour du vocabulaire de base. Nous utilisons dans notre étude la définition de la comptabilité de gestion environnementale qui y est donnée [Harscoet et al., Xx].

Nous définissons donc la comptabilité de gestion environnementale comme l'activité consistant à « *identifier, recueillir, analyser et utiliser deux types d'informations : les données sur les flux physiques de matières, d'eau et d'énergie et les données monétaires relatives aux coûts environnementaux ainsi qu'aux économies et revenus y étant liés* »²²⁷.

Aujourd'hui, les principales lignes directrices sur la comptabilité de gestion environnementale sont accessibles à travers un document, réalisé pour le compte de l'IFAC (International Federation of Accountants) et bénéficiant du soutien de la Division du développement durable du Département des affaires économiques et sociales des Nations Unies [IFAC, 2005]. Ce document définit la comptabilité de gestion environnementale, ainsi que ses utilisations et avantages, et il comprend des exemples d'application principalement dans le cadre de la gestion interne.

L'objectif de la comptabilité de gestion environnementale y est défini comme visant à « *gérer la performance environnementale et la performance économique d'une organisation, par le développement et la mise en place de systèmes de gestion de l'environnement et de pratiques appropriées* »²²⁸ [IFAC, 2005].

1.3.2.2 Les catégories de coûts à suivre

Les catégories de coûts environnementaux à suivre sont répertoriées dans le tableau suivant (Tableau 17) :

²²⁷ Traduction proposée pour « *the identification, collection, analysis and use of two types of information for internal decision making: Physical information on the use, flows and destinies of energy, water and materials (including wastes). Monetary information on environment-related costs, earnings and savings* » [UN 2001].

²²⁸ Traduction proposée pour « *the management of environmental and economic performance through the development and implementation of appropriate environment-related accounting systems and practices* »

CHAPITRE 2

Catégories	Précisions
Coûts d'achat des matières incluses dans les produits (« material costs of product output »)	Coûts d'achat de toutes les ressources qui sont converties par les activités de l'organisation en produits (les emballages et sous-produits y sont inclus).
Coûts d'achat des matières ne constituant pas un sortant sous la forme d'un produit (« material costs of non-product output »)	Coûts d'achat des matières, de l'eau et de l'énergie qui sortent de l'organisation sous la forme d'émissions, de rejets ou de déchets.
Coûts de gestion et de contrôle des déchets, effluents et émissions	Coûts de manutention, de gestion, de transport et de traitement des émissions, effluents ou déchets. Les coûts de nettoyage ou de compensation liés à un dommage environnemental, ainsi que les coûts de mise en conformité ou de contrôles obligatoires y sont inclus
Coûts de la prévention et du management de l'environnement	Coûts des activités de prévention des dommages environnementaux telles les technologies propres. Les autres activités de management de l'environnement y sont incluses.
Coûts de recherche et de développement	Coûts des projets de recherche et de développement liés à des enjeux environnementaux.
Coûts intangibles	Coûts liés à des enjeux dont les impacts sont moins faciles à traduire économiquement. La productivité, l'image de l'entreprise, etc. peuvent être cités comme autant d'exemples de coûts appartenant à cette catégorie.

Adapté de [IFA, C 2005]

Tableau 17 – les catégories de coûts à évaluer

Il est notable que ces catégories sont bien conformes aux voies d'amélioration mises en avant par notre étude de cas préliminaire (1.1.3.2 – p111) :

En premier lieu, les coûts d'achat des matières, de l'énergie et de l'eau, utilisées dans les procédés de production, sont comptabilisés, tout en distinguant la part étant effectivement intégrée dans le produit final, de celle quittant l'organisation sous une autre forme.

Les coûts de gestion de ces matières non incluses dans le produit final, qui constituent des déchets, des émissions ou des rejets, sont également quantifiés. L'un des points à noter étant l'inclusion dans cette catégorie de tous les coûts suivis dans la comptabilité classique (main d'œuvre, consommations, dépréciations, taxe, loyer, etc.).

Enfin, les coûts des activités de prévention des pollutions sont bien distingués de ceux liés aux activités « end of pipe ».

Nous précisons que les coûts considérés comme « cachés » dans les documents comptables classiques (1.2.2.1 – p115), sont en théorie bien incorporés dans les catégories ici définies ; une analyse plus fine de ces dernières devant en outre les faire « ressortir ». Nous notons finalement que les coûts considérés dans cette vision de la comptabilité environnementale, ne sont que présents et internes à l'entreprise. Les coûts externes ne sont ici pas pris en compte. Les coûts contingents (futurs) peuvent en revanche être évalués à partir de cette base, par exemple en estimant les futures évolutions des autres catégories de coûts.

1.3.2.3 Quelques résultats d'estimations préalables

Une brève revue de littérature, met en avant l'importance que peuvent revêtir certaines des catégories de coûts environnementaux. Comme le montre le tableau suivant (Tableau 18), certaines études montrent que les coûts de gestion et de prévention des pollutions représentent généralement plus de 15 % des coûts totaux d'un procédé industriel. Plus surprenant encore est le niveau atteint par les coûts d'achat des pertes de matière, puisque ces derniers peuvent

représenter de 60 à 80 % des coûts environnementaux et presque 20 % des coûts totaux. Un cas cependant révèle un niveau bien plus faible associé à cette catégorie [Gale, 2005].

Auteurs	[Dimitroff et al., 1998]	[AIChE, 1998]		[Kokuryo, 2003]	[Wagner, 2003c]	[IFAC, 2005]	[Gale, 2006]	[Munkøe et al., 2006]
Secteur	Brasserie	Chimie	Raffinerie	Pharmacie	Pharmacie	Pâtes et papier	Papier	Agro-alimentaire
Niveau d'observation	Entreprise	Procédé	Procédé	Procédé	Entreprise	Entreprise	Entreprise	Entreprise
<u>Coûts de production purs</u>								
Coûts d'achat des matières dans le produit	N.e.*	81%	78%	46%	N.e.*	N.e.*	N.e.*	N.e.*
Autres				16%				
<u>Coûts environnementaux</u>								
Coûts d'achats des pertes	80%	Intégrés aux coûts de prod	Intégrés aux coûts de prod	20%	60%	79%	21%	83%
Coûts de gestion « end of pipe »	17%	19%	22%	10%	40%	18%	73%	13%
Coûts de prévention des pollutions	3%			8%	N.e.*	3%	6%	4%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

*N.e. : Non estimés

Tableau 18 – Les coûts environnementaux de quelques industries et procédés

Dans la plupart des études, les auteurs signalent que les montants des coûts environnementaux anticipés *ex-ante* étaient grandement sous estimés. Ceci tend à prouver l'intérêt d'une approche de ce type. Les spécificités des secteurs industriels ici considérés doivent toutefois être gardées à l'esprit. Certains procédés impliqués peuvent en effet requérir plus de matières constituant par la suite des « pertes » que la moyenne. Les industries pharmaceutiques ou des pâtes et papiers consomment, par exemple, beaucoup d'eau dans leurs procédés, sans que celle-ci soit intégrée au produit final.

Les points jusqu'ici abordés dans cette partie, permettent de percevoir à quel point les entreprises ont besoin d'outils permettant de maîtriser leur triple performance (2.5.2 – p61) et de gérer les relations avec les parties prenantes. Nous nous penchons désormais sur les outils aujourd'hui disponibles dans l'optique d'une gestion des performances environnementale et économique.

1.4 Les outils et méthodes de la comptabilité environnementale

Nous souhaitons dans cette partie, effectuer une revue des principaux outils qui sont aujourd'hui associés à la gestion de l'environnement en entreprise. Ces outils n'ont pas spécifiquement été conçus pour la comptabilité environnementale et ils ne sont, bien évidemment, pas uniquement employés dans ce cadre. Nous considérons cependant que ceux-ci constituent une base sur laquelle une comptabilité environnementale, dans sa vision élargie, peut s'appuyer pour identifier, estimer, consolider, interpréter, présenter ou encore communiquer, les données qu'elle est amenée à gérer.

Vu la multiplicité des outils et dénominations, cette revue ne se veut pas exhaustive et nous tentons d'y présenter les outils qui nous semblent les plus importants dans le cadre de notre étude. Certains ne prennent en compte que des critères écologiques, d'autres uniquement des critères économiques et enfin, certains prennent en compte conjointement aspects économiques et environnementaux ou étudient leurs interrelations.

Cependant, la classification des outils en elle-même n'est pas simple. Les critères utilisés pour différencier les outils environnementaux varient selon les études [Finnveden, 2005], [Seebacher, 2003], [Widheden, 2002]. Nous notons les critères suivants :

- Distinction selon les impacts étudiés : environnementaux, économiques.
- Distinction selon l'objectif de l'étude : orienté vers le changement ou simple évaluation
- Distinction selon l'objet étudié : produit, procédé ou activité.
- Distinction selon le niveau de l'étude : entreprise, gouvernement, ONG.
- Distinction selon le type d'évaluation : qualitative ou quantitative.
- Distinction selon la mise en œuvre : procédurale ou analytique²²⁹.

Bien évidemment, les outils ne peuvent pas toujours être exclusivement classés dans l'une ou l'autre des catégories. Certains peuvent par exemple à la fois être utilisés pour de simples évaluations et dans un objectif d'amélioration. Dans d'autres cas, les impacts pris en compte peuvent être économiques et environnementaux, constituant ainsi des approches conjointes.

Nous choisissons dans notre revue d'effectuer une première distinction entre les outils, selon qu'ils soient environnementaux ou monétaires.

1.4.1 Les outils environnementaux

Nous précisons que nous employons ici le terme « outils environnementaux » pour désigner les outils qui n'intègrent pas de quantification monétaires.

1.4.1.1 Evaluations et informations environnementales générales

Nous présentons ici certains outils qui s'attachent spécifiquement à évaluer des paramètres environnementaux (impacts, consommations, flux, etc.), sur un périmètre n'étant pas spécifiquement lié à la notion de produit ou de substance.

EIA (Environmental Impact Assessment) ou Evaluation de l'impact sur l'environnement. Comme son nom l'indique, cet outil consiste à identifier et à évaluer les impacts environnementaux d'un projet. L'EIA est plutôt orienté vers le changement et Il est généralement considéré comme procédural dans le sens où les étapes nécessaires à sa mise en œuvre peuvent faire appel à

²²⁹ Nous qualifions dans notre étude un outil comme étant analytique, lorsqu'il met en oeuvre des moyens de quantification et d'analyse précis.

d'autres outils analytiques. L'EIA est un outil de politique réglementaire²³⁰ devant être appliqué à certains projets publics ou privés (route, aéroport).

Environmental Assessment (EA) ou Analyse Environnementale. Le périmètre géographique de son déploiement est la plupart du temps celui d'un site industriel. Dans le cadre de la mise en œuvre d'un Système de Management de l'Environnement, l'analyse environnementale est obligatoire et constitue alors un état des lieux, des sources de rejets et d'émissions, des risques, des nuisances, des consommations de ressources, etc. Une étape de cotation est alors menée pour hiérarchiser les impacts et déterminer ceux étant significatifs.

Strategic Environmental Assessment (SEA) ou Evaluation Environnementale Stratégique. Le SEA est tout comme le EIA un outil procédural orienté vers le changement. L'Evaluation Environnementale Stratégique est en revanche plus récente et s'utilise en amont, à un niveau plus stratégique. Cet outil est tout particulièrement utilisé pour l'évaluation des politiques et programmes, notamment européens²³¹.

EPI (Environmental Performance Indicators) ou Indicateurs de Performance Environnementale. En liaison avec l'analyse d'impacts, les EPI doivent aider à identifier les impacts environnementaux les plus significatifs afin de clarifier les objectifs d'une organisation. Cet outil est donc orienté vers le changement et est plutôt mis en œuvre sur le périmètre du site industriel, même si des sous-systèmes peuvent être considérés séparément. Les EPI sont des chiffres exprimés de manière absolue (tonnes, m³, kWh) ou relatifs lorsqu'ils sont ramenés à un facteur temporel ou à un facteur de production.

Input-Output Analysis (IOA) ou Analyse Entrée-Sortie. L'IOA étudie les entrées et sorties d'un périmètre défini. Cet outil analytique est particulièrement bien établi dans l'étude des systèmes économiques et dans les comptabilités nationales. Cependant, nous considérons ici cette même technique, appliquée à des données sur les flux physiques. L'objet de l'étude n'est alors plus forcément une région, ou un pays, mais plutôt un secteur industriel ou des groupes de produits.

Material Flow Accounting (MFA) ou Comptabilité des Flux de Matières. La Comptabilité des Flux de Matières peut être vue comme une famille d'outils plus spécifiques qui peuvent être déployés au niveau d'un procédé, d'un site, d'une région ou d'un pays. Ces méthodes peuvent aussi bien être utilisées dans des objectifs descriptifs que d'amélioration. Le MFA fait référence à l'analyse en unités physiques, des entrées-sorties et flux qui existent tout au long de la chaîne des procédés inclus dans le périmètre considéré. D'une manière générale, les flux d'énergies, d'eau et de matières y sont considérés tout comme les différentes formes d'émissions, de déchets et de rejets. Cette technique fut en premier lieu utilisée pour décrire précisément les enjeux liés à l'extraction, la transformation, la consommation et l'élimination des éléments

²³⁰ Directive 85/337/EC.

²³¹ Directive 2001/42/EC.

chimiques et des matières premières. Cet outil peut donc également être rattaché à une approche « produit ».

Environmental Risk Assessment (ERA) ou Analyse des Risques Environnementaux. Lorsque l'Analyse des Risques Environnementaux est considérée au sens large, elle inclut les effets provoqués par les rejets de certaines substances, sur les systèmes humains et écologiques. Cette méthode consiste à caractériser les risques par l'estimation de probabilités d'occurrence de certains événements et de la description de leurs conséquences. D'une manière générale sont distingués les risques liés aux accidents de ceux liés aux expositions chroniques à des substances. Ces outils peuvent parfois simplement être utilisés pour évaluer un risque, mais d'une manière générale ils sont utilisés dans une optique de changement par la mise en avant d'actions de prévention à mettre en œuvre. Encore une fois le périmètre de mise en œuvre peut fortement varier, allant du projet à la substance, en passant par le procédé.

Ecological Footprint (EF) ou Empreinte écologique. L'empreinte écologique est une méthode d'évaluation qui peut être appliquée à différents objets bien qu'elle fut principalement déployée au niveau des nations, des régions ou des projets. Les résultats sont présentés en terme de surface (hectare) utilisée. La surface directement nécessaire à différents types d'activités est estimée, et la surface indirectement nécessaire à l'assimilation des différentes émissions y est également considérée.

1.4.1.2 Evaluation environnementale des produits et substances

Les outils suivant s'appliquent tout particulièrement au niveau d'un produit ou éventuellement d'une substance.

Life Cycle Assesement (LCA) ou Analyse de Cycle de Vie (ACV). L'analyse du cycle de vie est aujourd'hui la principale voie de recherche dans le domaine de l'évaluation environnementale des produits. D'une manière plus globale, cette méthode s'intègre dans les démarches d'éco-conception qui sont apparues depuis une quinzaine d'années. Cet outil peut être utilisé à des fins d'analyse ou d'amélioration. Dans le premier cas l'objectif est de fournir une aide à l'établissement d'un éco-profil tandis que le second, le but est l'amélioration de la conception environnementale des produits. L'Analyse de Cycle de Vie évalue les impacts environnementaux d'un produit tout au long de sa vie, du berceau à la tombe (de l'extraction des matières premières à l'élimination ou recyclage en fin de vie). L'ensemble des flux est ramené à l'unité fonctionnelle, qui est l'unité de service rendu par le produit considéré, et les impacts peuvent être évalués selon différentes méthodes. Il est important de noter que l'ACV, appliquée à un produit ou à un procédé, constitue par essence un outil de comparaison avec un système de référence puisque ses résultats n'ont aucune signification dans l'absolu. [SETAC, 1993], [Blouet et Rivoire, 1995].

Environmental Product declaration (EPD). Déclaration Environnementale Produit. Une déclaration environnementale liée à un produit, est une évaluation quantitative de données environnementales relatives à un produit, sur la base des standards définis par la série des ISO

14040. Elle utilise donc le principe de l'ACV et par la communication d'informations précises et vérifiables, doit stimuler la demande et l'offre de produits plus respectueux de l'environnement. Les écolabels sont à distinguer des autodéclarations.

Design for Environment (DfE). Le DfE est utilisé dans une optique de prise en compte de l'environnement lors des premières étapes de conception des produits. Le cycle de vie global du produit entre en considération. Les méthodes d'écoconception effectivement mises en œuvre varient en fonction des entreprises considérées.

Material Intensity Per Unit Service (MIPS) ou Intensité Matérielle par Unité de Service. Cet outil peut être considéré comme l'équivalent de l'Analyse des Flux de Matière (MFA) mise en œuvre au niveau d'un produit. Les agrégations sont effectuées selon cinq catégories (ressources abiotiques, ressources biotiques, eau, air et sol) et sont estimées sur la base d'une unité fonctionnelle définie pour le produit.

Substance Flow Analysis (SFA) ou Analyse de flux pour une substance. L'outil SFA est généralement mis en œuvre au niveau d'une région, mais il peut également être utilisé dans une approche cycle de vie. Les substances spécifiquement étudiées sont suivies dans tout le système considéré.

1.4.2 Les outils économiques

Nous nous intéressons désormais aux outils qui utilisent des évaluations monétaires. Nous précisons que les outils que nous décrivons ici sont généralement dimensionnés pour prendre en compte des aspects environnementaux, qui sont traduits sous une forme économique. Les outils classiques développés par exemple pour les analyses d'investissement ne sont pas à nouveau présentés (2.4.1.2 – p54).

1.4.2.1 Evaluations économiques liées aux « démarches produits »

Les méthodes économiques dimensionnées pour l'évaluation des produits incluent généralement les coûts induits sur le cycle de vie du produit.

Life Cycle Costing (LCC) ou Coût de cycle de Vie. Cet outil fut initialement développé par le Département de la Défense américain²³², dans une optique d'amélioration des procédures d'achat. Les coûts supportés tout au long du produit y sont inclus, de la R&D éventuelle, à l'élimination en fin de vie économique, en passant par la maintenance. Il est nécessaire de préciser que bien que s'appuyant sur la notion de cycle de vie, le « Life Cycle Costing » n'est pas pour autant un outil environnemental. Les comparaisons entre LCC et ACV (LCA) illustrent bien ce point (Tableau 19). Le but du LCC est de comparer des alternatives, celles-ci pouvant par exemple être des choix de conception ou des choix pour un investissement. Le « Life Cycle

²³² DoD : Department of Defense

Cost » ou « coût de cycle de vie » est égal à la somme actualisée des coûts engendrés par les alternatives considérées.

	LCA	LCC
But	Comparer les performances environnementales de produits (ou systèmes), pour les mêmes fonctions, d'un point de vue social	Déterminer les coûts engendrés par des alternatives d'investissements ou de décisions, du point de vue d'un agent économique (constructeur / client)
Activités considérées dans le cycle de vie	Tous les processus connectés au cycle de vie physique du produit	Les activités qui engendrent pour l'agent économique des coûts ou bénéfices durant la vie économique de l'investissement
Flux considérés	Les polluants, les ressources, les flux de matières et d'énergies	Les coûts et bénéfices
Unités suivies	Principalement des unités de masse et d'énergie, occasionnellement des volumes ou d'autres unités physiques	Unités monétaires
Traitement temporel et périmètre	Généralement pas de considération temporelle pour les impacts. Analyse sur la durée de vie du produit.	Le temps est très important. Un horizon de temps spécifique est défini, et les coûts et bénéfices engendrés en dehors de celui-ci ne sont pas considérés (vie économique)

Adapté de [Norris, 2001]

Tableau 19 – Différences entre ACV et LCC

Environmental Life Cycle Cost (ELCC) ou Coûts de l'Environnement sur le cycle de vie. La prise en compte spécifique des coûts environnementaux tout au long du cycle de vie d'un produit fut développée à partir des méthodes LCC. Nous notons à ce point que l'inclusion des coûts externes est spécifique à l'approche Full Cost Accounting, mais puisque cette dernière n'intègre pas systématiquement le cycle de vie de produit, nous la présentons dans la partie suivante.

Environmental Priority Strategies (EPS) ou Stratégies de priorité environnementale. Cet outil fut développé en Suède pour les procédés de développement de produits. Dans cette approche, les effets sur la santé humaine, sur la biodiversité, sur les capacités du système écologique, sur les ressources abiotiques, etc., sont pris en compte et traduits sous une forme monétaire. Pour cela, les prix du marché, les consentements à payer (1.5.3 – p32) ainsi que les coûts de l'utilisation durable des ressources et de l'énergie sont utilisés.

1.4.2.2 Evaluations économiques générales

Cost Benefit Analysis (CBA) ou Analyse Coût-Bénéfice. Nous avons déjà présenté cet outil analytique utilisé pour l'évaluation de projets par exemple de politiques publiques (1.5.1 – p30).

Material Flow Cost Accounting (MFCA). Cet outil se greffe sur l'outil MFA appliqué au niveau d'une organisation ou d'un procédé. L'objectif est d'obtenir une représentation précise et fidèle des coûts induits par l'utilisation des matières. Pour cela, leurs flux doivent être suivis à travers les différentes étapes de leur gestion organisationnelle : l'achat, l'approvisionnement, l'inventaire, la distribution interne, l'utilisation, la collecte des déchets, le traitement et l'élimination.

Total Cost Assesment (TCA). Le TCA est un outil principalement destiné à évaluer des alternatives, que celles-ci soient des investissements classiques ou des changements de

pratiques. Le TCA, qui fut initialement développé par le Tellus Institute²³³, est tout particulièrement destiné aux entreprises. L'objectif principal est d'inclure dans l'analyse des économies ou des revenus qui ne sont généralement pas pris en compte dans les analyses financières classiques, du fait de leur agrégation dans des frais généraux ou de leur difficile estimation. Cette méthode inclut donc un périmètre élargi de coûts et d'économies directs, indirects et plus difficilement quantifiables. Ces catégories de coûts sont présentées dans le tableau suivant (**Tableau 20**)

Types de coûts	Description
Type 1 : direct	Coûts directs (ou conventionnels) d'investissement en capital, Matières Premières et élimination des déchets. Peut inclure des coûts récurrents et non récurrents
Type 2 : Indirect	Coûts indirects non alloués au produit ou au processus (frais généraux).
Type 3 : Contingent	Coûts contingents tels que les taxes et pénalités, les coûts de rémédiation, de compensation et de dommages aux biens ou propriétés.
Type 4 : Intangible	Coûts difficilement mesurables : perception des consommateurs, fidélité, bien-être des employés, relations avec les syndicats, image de l'entreprise, relations communautaires.

Adapté de [CWRT, 1999]

Tableau 20 – Les catégories de coûts évaluées dans la méthode TCA

Full Cost Accounting (FCA). Le Full Cost Accounting est défini comme un système qui permet d'incorporer aux données monétaires et économiques, tous les coûts actuels et potentiels y compris ceux liés aux externalités environnementales et sociales [Antheaume, 2006]. Dans notre classification des outils cette méthode ajoute donc l'évaluation des coûts externes à la méthode TCA telle que nous l'avons définie, lorsque nous sommes dans le cadre d'une évaluation d'alternative. Lorsque le cycle de vie est considéré, les coûts externes sont évalués en complément de la démarche ELLC présentée dans la partie précédente.

Activity Based Costing (ABC). L'ABC fut développé dans les années 1980, du fait du manque de pertinence des systèmes comptables traditionnels. Cet outil vise à allouer correctement les dépenses aux produits ou procédés, par affectation des coûts cachés, agrégés dans les montants généraux. Cette méthode, appliquée aux coûts environnementaux, est tout particulièrement intéressante du fait de leur forte agrégation dans des frais généraux. Les coûts liés à l'environnement doivent donc être alloués directement aux activités qui en sont à l'origine, par l'intermédiaire d'« inducteur de coûts ». Cette approche peut être mise en œuvre au niveau d'un procédé ou sur une entité plus large. [Kaplan et al., 1988].

1.4.3 La combinaison d'outils : l'exemple de l'évaluation des investissements de prévention des pollutions

1.4.3.1 Evaluations qualitatives et multicritères

Nous considérons tout d'abord les outils qui s'attachent à qualifier des alternatives selon différents critères n'étant pas nécessairement mesurables, ou tout du moins, ne l'étant pas avec la même unité.

²³³ Le Tellus Institute est une organisation de recherche à but non lucratif qui étudie tout particulièrement les enjeux environnementaux liés au développement (<http://www.tellus.org>).

Nous citons en premier lieu la méthode CTSA (Cleaner Technologies Substitute Assessment) [Kincaid et al., 1996]. Cette dernière est une méthodologie visant à comparer les risques, les performances économiques et environnementales, les coûts et les conservations de ressources, induits par différentes alternatives. Il est à noter que la méthode CTSA est tout particulièrement construite pour l'évaluation des produits chimiques et donc de leurs potentielles substitutions dans les procédés industriels.

Dans cette méthode, les données sont collectées à travers ce que les auteurs nomment des « modules d'information ».

Le champ d'information étudié est extrêmement large. Il est en premier lieu constitué de données relatives à la substance chimique étudiée, ainsi qu'à ses procédés de fabrication. Un accent tout particulier est mis sur l'évaluation des dangers pour l'environnement et la santé humaine, intrinsèques à la substance. Une revue précise des modes d'utilisation de la substance dans le procédé industriel est ensuite effectuée puis est complétée d'une analyse de risque. Des données relatives aux marchés sont finalement recueillies.

Les données collectées permettent par la suite d'analyser le produit chimique utilisé en fonction des risques, de la compétitivité et de la performance environnementale qui lui sont associés.

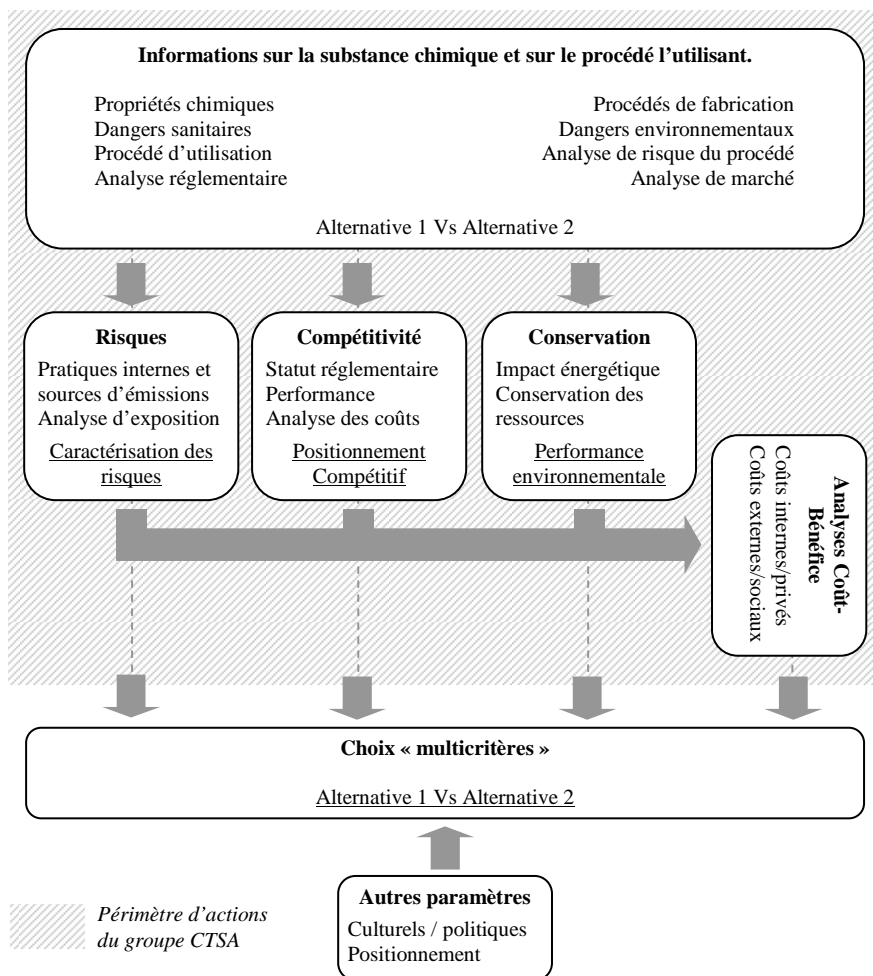
Il est à noter que les risques sont estimés par confrontation des dangers de la substance à l'utilisation pratique qui en est faite dans le procédé. Une analyse d'exposition doit alors être réalisée. L'analyse de la compétitivité, en plus de paramètres de performance classique intègre une revue poussée de la réglementation et de ses évolutions futures. Enfin, la performance environnementale doit prendre en compte des notions énergétiques et de conservation des ressources naturelles.

Ces trois critères (risques, compétitivité, écologie) sont comparés pour les alternatives évaluées, et un accent tout particulier est mis sur les éventuels transferts de performance qui peuvent être induits par une substitution : l'amélioration de la performance environnementale peut par exemple détruire la compétitivité.

Le déploiement de la procédure d'évaluation CTSA peut inclure une Analyse Coût-Bénéfice permettant de comparer les coûts et bénéfices internes et externes (sociaux) induits par les alternatives qu'on cherche à comparer. Les bénéfices sociaux pouvant être générés par la substitution d'une substance dangereuse sont, par exemple, la diminution des risques sanitaires pour les employés, l'augmentation du bien-être pour les riverains, l'amélioration de la qualité des eaux ou encore, la suppression d'un risque de contamination des sols. Ces estimations peuvent se faire en termes monétaires, mais les difficultés rencontrées font que dans les faits une évaluation uniquement qualitative est généralement réalisée : une alternative aura par exemple une influence positive (+) ou très positive (++) sur la santé des travailleurs relativement à une autre, si le risque que ces derniers souffrent de maladies pulmonaires est diminué.

La décision finale se fait sur la base des résultats obtenus pour l'évaluation des risques, de la compétitivité et de la performance écologique, complétés par ceux de l'évaluation Coût-Bénéfice. Celle-ci est prise par des décideurs externes au projet CTSA, qui considèrent d'autres facteurs, tels que les situations culturelles et politiques de l'entreprise ou encore sa position relative au marché. L'évaluation finale s'effectue donc sur la base de plusieurs critères qui peuvent être pris en compte d'une manière subjective ou par la mise en œuvre formelle d'une méthode d'analyse multicritère²³⁴.

Le schéma suivant (Figure 26) récapitule la démarche CTSA dans son ensemble :



Adapté de [Kincaid et al. 1996]

Figure 26 – La démarche CTSA

Une autre méthode d'évaluation tout particulièrement applicable aux investissements de prévention des pollutions est l'utilisation conjointe des outils ACV (LCA) et TCA. L'idée d'une telle approche est d'évaluer les alternatives relativement à leurs aspects économiques et environnementaux. Il est à noter que cette méthode est en général rattachée à un produit, auquel les procédés de fabrication sont clairement dédiés. Cette méthode est plus

²³⁴ Les méthodes d'analyse multicritère permettent le classement de systèmes évalués selon plusieurs paramètres, par l'intermédiaire d'une valeur unique résultant de l'agrégation de tous les critères évalués.

particulièrement mise en œuvre lorsque le projet de prévention des pollutions induit une modification conjointe du procédé et du produit fabriqué. Ce type de situation apparaît souvent dans certains secteurs industriels, comme celui de l'électronique.

Nous nous basons pour décrire plus précisément ce que pourrait être une méthode utilisant conjointement les outils d'Analyse de Cycle de vie et de Total Cost Assessment, sur une procédure mise en œuvre par Suh [Suh, 2000].

La procédure consiste en premier lieu à évaluer les faisabilités en termes réglementaire, technique et financier des alternatives. L'objectif est, à travers une brève revue, d'éliminer les solutions qui ne sont pas implémentables. Les alternatives considérées comme faisables techniquement, financièrement et réglementairement doivent par la suite être qualifiées plus précisément en terme de performances économiques et environnementales.

Pour cela, les outils ACV (LCA) et TCA (Total Cost Assessment) sont déployés. Le cycle de vie du produit concerné est donc pris en compte dans sa totalité lors de l'évaluation de la performance environnementale, tandis que les coûts estimés sont les coûts supportés en interne, notamment pour le fonctionnement de la ligne de production. Les coûts cachés, les coûts contingents et intangibles (1.2.2.1 – p115) y sont cependant inclus.

Une fois que les performances environnementale et économique des différentes alternatives considérées sont quantifiées, il convient de les classer. Pour cela, il faut mettre en œuvre une analyse multicritère dans laquelle les aspects évalués sont pondérés selon l'importance qu'on leur accorde, par exemple sur la base des préférences exprimées par les consommateurs.

Le tableau suivant présente à travers un exemple simple les paramètres pouvant être pris en compte dans une analyse multidimensionnelle (Tableau 21).

Dimension	Pondération	Projet 1	Projet 2
		Score	Score
Stratégique :			
<i>Améliorer l'image environnementale.</i>	0,07		
<i>Améliorer la relation avec les parties prenantes</i>	0,05		
Répondre aux attentes de marchés :			
<i>Attentes des consommateurs</i>	0,06		
<i>Concurrents</i>	0,06		
<i>Anticiper les réglementations</i>	0,05		
<i>Opportunité d'introduire un nouveau produit vert</i>	0,06		
Technique :			
<i>Capacité</i>	0,06		
<i>Réputation des vendeurs</i>	0,08		
<i>Temps de cycle</i>	0,06		
<i>Production de déchets</i>	0,06		
<i>Consommations d'énergie</i>	0,05		
<i>Consommation de matières</i>	0,04		
<i>Risques sanitaires pour les employés</i>	0,05		
Financière :			
<i>Délai de récupération</i>	0,25		
Score total pondéré	1		

[Epstein et al., 2000]

Tableau 21 – Exemple d'analyse multicritère pour la prise de décision

1.4.3.2 Evaluations monétaires

Contrairement aux méthodes présentées dans la partie précédente, nous nous concentrons ici sur la mise en œuvre d'outils qui génèrent une quantification exclusivement monétaire pour la prise de décision. Certains paramètres évalués peuvent être identiques à ceux pris en compte lors des analyses extra financières, la différence étant la traduction de ceux-ci sous une forme économique.

La mise en œuvre des outils MFCA (Material Flow Costs Accounting) et ABC (Activity Based Costing) conjointement à l'approche EMA (Environmental Management Accounting), doit permettre d'identifier et de faire ressortir une partie très importante des coûts qui sont généralement « cachés » dans les documents comptables. Ceci est très important lorsqu'il s'agit d'évaluer des projets de prévention des pollutions, puisque ceux-ci influencent tout particulièrement les coûts d'achats des matières d'une part et les coûts de gestion des impacts environnementaux d'autre part, qui constituent des catégories particulières d'une comptabilité de gestion environnementale (EMA).

Une procédure d'évaluation d'une alternative de prévention des pollutions, consistant à modifier un procédé de production, pourrait se décliner de la manière suivante.

La première étape consiste à effectuer les diagrammes de flux du procédé référence et de son alternative. Les flux doivent ensuite être liés entre eux par des relations de causes à effets. L'idéal est de pouvoir rapporter tous les flux physiques (consommations, émissions, rejets, effluents, etc.) à un facteur de production commun.

Les coûts induits par toutes les actions réalisées sur les flux doivent ensuite être estimés et répertoriés dans les catégories de coûts définies dans l'outil EMA (**Tableau 17 – p125**). Finalement, les facteurs qui lient les flux entre eux, selon des relations de causes à effets, permettent de réaffecter les données économiques aux centres de coûts définis (produit ou procédé). Ces facteurs opèrent donc comme les inducteurs de coûts utilisés dans les méthodes ABC.

Cette démarche permet donc d'estimer précisément quels seront les coûts supportés dans le futur, pour les alternatives considérées, même si le niveau de production change. En plus de cela, les économies générées par la technologie propre seront effectivement quantifiées, ce qui revient à prendre en compte certaines données économiques généralement négligées car cachées dans les documents comptables.

Il est à noter que l'évaluation des relations de causes à effets entre les flux peut requérir l'utilisation de techniques d'estimation particulières. Parmi celles-ci, nous notons les techniques actuarielles²³⁵, le jugement professionnel, l'ingénierie.

Pour terminer, nous présentons une procédure d'évaluation tout particulièrement intéressante dans le cadre d'une évaluation d'un investissement de prévention des pollutions. Celle-ci

²³⁵ Analyses statistiques de données historiques sur les coûts, les consommations et/ou l'occurrence d'événements.

consiste à mettre en oeuvre une évaluation TCA conjointement à une simulation de Monte-Carlo.

Nous notons, en préambule, que certains outils précédemment présentés peuvent alimenter cette dernière approche en données. La méthode CTSA peut par exemple fournir les points clefs qui permettent d'estimer les coûts contingents (catégorie de coûts n°3 de la méthode TCA), tandis que les outils MFCA, ABC utilisés dans une approche EMA peut permettre d'estimer les coûts cachés (catégorie de coûts n°2 de la méthode TCA). Des outils empruntés aux analyses de risques, tels que des arbres des événements ou des défaillances, peuvent également être utilisés lors de certaines estimations (risques réglementaires par exemple).

Le principal point de cette méthode consiste à appréhender les coûts comme étant la conséquence d'évènements dont les probabilités d'occurrence sont quantifiées. Ces évènements peuvent par exemple être des évolutions réglementaires, des non-conformités ou encore des accidents environnementaux. Les coûts induits par l'occurrence des évènements considérés doivent ensuite être décrits à travers une densité de probabilité, qui permet de qualifier les conséquences en terme d'importance.

La méthode de Monte Carlo consiste finalement, par l'intermédiaire d'une simulation, à quantifier l'influence d'hypothèses incertaines sur des conclusions qui en dépendent. L'un des points les plus intéressants de cette méthode est alors la possibilité d'étudier les « pires » et « meilleurs » des scénarios tout en considérant la variabilité globale (écart type).

L'exemple suivant (**Figure 27**) illustre la méthode :

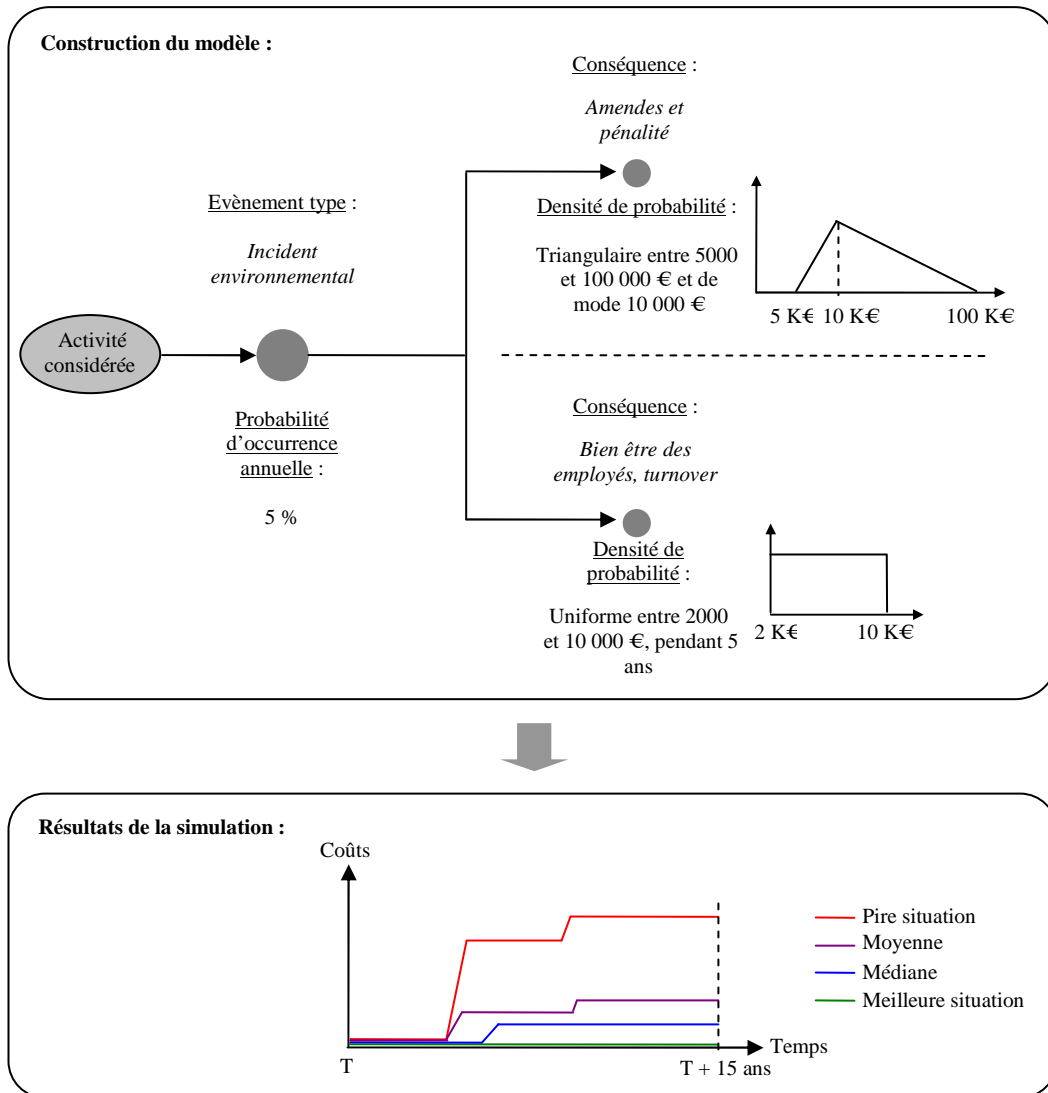


Figure 27 – Un exemple de simulation de Monte-Carlo appliqué à une démarche TCA

L'exemple présenté ci-dessus, bien qu'imaginaire, permet de saisir l'intérêt de la démarche. Nous précisons dès lors quelques points. La densité de probabilité traduisant la conséquence de l'occurrence d'un incident environnemental (non-conformité, déversement, etc.) traduit le fait que les conséquences en terme de pénalités pour l'entreprise, seront majoritairement de l'ordre de 10 000 €, mais que ce montant peut être légèrement plus faible (5000 €), mais également beaucoup plus important (100 000 €). Ceci doit être vu comme une manière de traduire la gravité de l'incident environnemental. Les résultats issus de la simulation permettent quant à eux d'étudier statistiquement les risques économiques de l'alternative étudiée, relativement à l'occurrence d'un incident environnemental.

A ce titre nous rappelons quelques définitions en liaison avec une représentation graphique des concepts (Figure 28) :

- Le mode représente l'évènement qui a le plus de chance d'arriver. Dans le cas de la théorie des jeux il convient de l'utiliser sous certaines conditions. Si l'on doit parier sur

une valeur obtenue et que la pénalité (ou le gain) est indépendante de la distance réelle entre la sortie et la prédiction, il faut parier sur le mode.

- La valeur médiane est celle pour laquelle il y a autant de chance que l'évènement qui va se réaliser se situe en dessous ou au dessus.
- La probabilité cumulée donne la probabilité que le coût soit inférieur ou égal à une certaine valeur.
- La moyenne ou l'espérance est la valeur qui présente l'erreur attendue la plus faible entre tout scénario prévu et la réalité. La moyenne est égale au mode dans le cas où la densité de probabilité est symétrique.

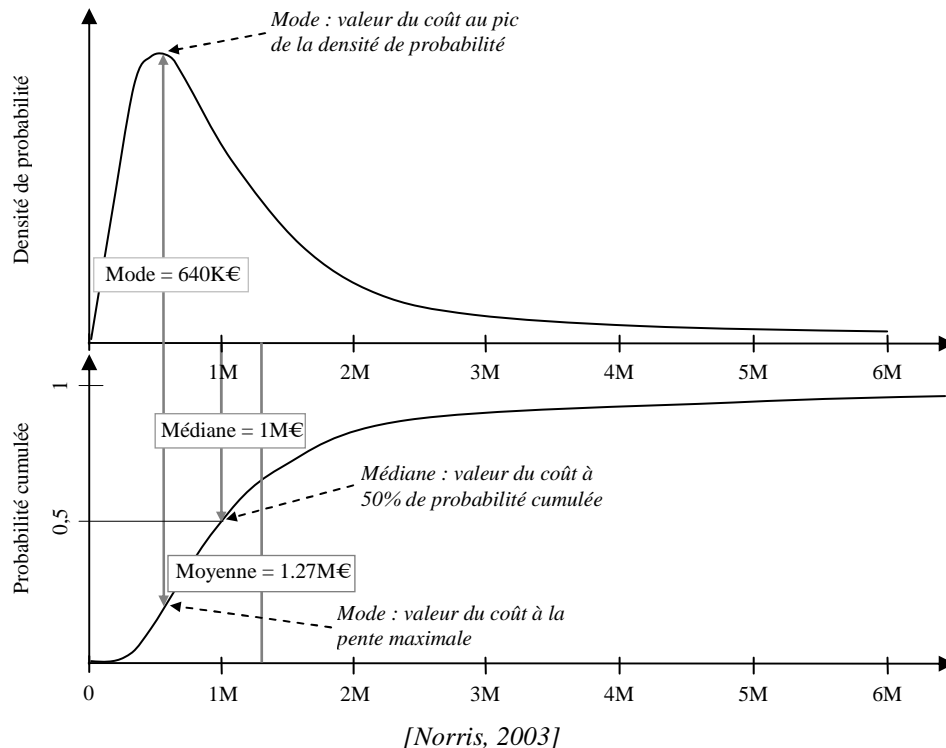


Figure 28 – Mode, médiane, moyenne, courbes de densité de probabilité et de probabilité cumulée

Il reste à noter que toutes les méthodes et outils présentés dans cette partie peuvent être utilisés conjointement. Une démarche CTSA, pourra par exemple utiliser une Analyse de Cycle de Vie pour évaluer d'un point de vue écologique et sanitaire une substance chimique, tandis que les résultats de l'approche CTSA pourront être combinés avec ceux de méthodes ABC et MFCA afin d'alimenter une simulation de Monte-Carlo. Enfin, des méthodes générales d'estimation des coûts (analyses statistiques, documents techniques, etc.), ou des outils issus d'autres domaines (arbres des évènements ou des défaillances pour l'analyse de risque) pourront aussi être utilisés.

Partie 2 - Problématique et hypothèses de recherche

Nous avons choisi, de définir précisément notre problématique de recherche à partir d'une « synthèse contextuelle ». Nous allons donc, dans cette partie, confronter les conclusions qui peuvent être tirées de notre revue bibliographique initiale aux informations plus précisément issues de la partie précédente consacrée à la comptabilité environnementale et à ses outils.

2.1 Le contexte de la gestion de l'environnement par les Pouvoirs publics et les entreprises privées

2.1.1 Le cadre de la gestion environnementale publique

2.1.1.1 Synthèse des informations obtenues dans la bibliographie

Les réglementations environnementales se sont nourries des théories scientifiques associées au phénomène de dégradation environnementale, qui est apparu avec le développement industriel. L'objectif des premières réglementations était alors de contraindre les « acteurs pollueurs » à respecter des niveaux de pollutions maximums permettant de garantir une qualité de l'environnement acceptable pour la société. L'incorporation de l'environnement dans les théories économiques a, par la suite, fait évoluer le rôle des Pouvoirs publics.

Les réglementations environnementales furent dès lors sélectionnées et dimensionnées, dans un objectif d'internalisation d'effets externes au marché, tout en assurant que les bénéfices engendrés pour la société, du fait de la dépollution, soient supérieurs aux coûts supportés par celle-ci pour la mettre en œuvre.

Evaluer les bénéfices induits par une amélioration de la qualité environnementale impose notamment qu'une valeur soit attribuée aux biens environnementaux. L'un des objectifs de la régulation environnementale étant en outre d'intégrer les attentes de la société qui ne sont pas traduites par le marché, les évolutions de celles-ci ont fait que les valeurs associées aux biens environnementaux ont également changées.

En relation avec la naissance du concept de développement durable, les réglementations environnementales trouvent alors une légitimité à l'attribution de valeur d'existence et de legs à l'environnement, ces dernières étant estimées par l'intermédiaire des préférences des individus.

Cependant, la mesure du développement n'a pas nécessairement été bouleversée et le développement durable ne peut être vu comme un changement de paradigme. Ce concept constitue plutôt un cadre d'orientation qui n'est pas encore rattaché à de nouvelles théories, notamment économiques, solides. Le développement d'un pays étant encore en grande partie mesuré par la croissance économique, même si cette dernière est pondérée par d'autres indicateurs sociaux et environnementaux, l'efficacité des réglementations est alors primordiale, tout particulièrement dans un contexte de compétitivité en économie ouverte.

L'objectif des réglementations est donc d'assurer un niveau de protection de l'environnement correspondant aux attentes sociétales, tout en minimisant les coûts qu'elles engendrent. La réduction des pollutions doit pour cela s'effectuer où elle est la moins coûteuse. Les stratégies publiques dimensionnées aujourd'hui vont en outre dans ce sens. L'évolution des instruments de politiques environnementales en est un exemple : les Pouvoirs publics ne cherchent plus uniquement à contraindre les acteurs, mais plutôt à inciter aux comportements écologiques vertueux, par l'envoi de signaux perceptibles permettant notamment de stimuler l'innovation.

Une réglementation bien dimensionnée permettrait ainsi aux entreprises proactives de rentabiliser leurs actions environnementales, notamment celles de prévention des pollutions, tout en pénalisant les organisations les plus polluantes du même secteur.

2.1.1.2 Conclusions

Conclusion 1.1 : La réglementation environnementale vise aujourd'hui, par l'envoi de signaux, à faire intégrer aux entreprises l'environnement comme un enjeu stratégique à manager de manière proactive et préventive.

Conclusion 1.2 : Certaines innovations environnementales, découlant de ces signaux, semblent rentables indépendamment de la réglementation, c'est-à-dire le seraient également, même si l'évolution réglementaire n'avait pas eu lieu, mais n'auraient certainement pas été entreprises sans.

Conclusion 1.3 : Cependant, le rôle des Pouvoirs publics reste primordial pour assurer la rentabilité des actions de protection de l'environnement volontaires (et donc en dehors de toute conformité réglementaire de type « end of pipe »), lorsque les attentes de la société ne sont pas traduites par le marché.

2.1.2 La gestion de l'environnement en entreprise

2.1.2.1 Synthèse des informations obtenues dans la bibliographie

Les comportements de protection de l'environnement des entreprises industrielles ont évolué et continuent à évoluer avec les changements des attentes exprimées par la société. Ces attentes, qui n'étaient initialement communiquées aux entreprises que par l'intermédiaire des réglementations, trouvent aujourd'hui de nombreuses voies d'expression. Le champ des parties prenantes, est ainsi de plus en plus large et les pressions que celles-ci imposent peuvent aller jusqu'à s'exercer par l'intermédiaire du marché.

Dans un premier temps, les comportements des entreprises industrielles ont glissé de la nécessaire conformité réglementaire par la mise en œuvre de technologies « end of pipe », à la recherche de l'éco-efficacité par des activités de prévention des pollutions. Ces stratégies ont pour but, d'augmenter la valeur créée, tout en diminuant la pression induite sur l'environnement du fait de l'activité industrielle. Par la suite, l'intégration de l'environnement dans les activités de

management de l'entreprise, puis la prise en compte de ce paramètre comme facteur stratégique de la performance, ont mené certaines entreprises à agir proactivement en anticipant enjeux et réglementations.

Bien évidemment, de grandes différences existent encore aujourd'hui sur la manière dont les entreprises intègrent l'environnement. Certaines considèrent ce paramètre comme un centre de coûts, représentant des risques pour l'entreprise, tandis que d'autres le voient également comme un centre d'opportunités pouvant permettre d'accroître la compétitivité. Il reste que l'intégration de l'environnement dans les activités quotidiennes, transversalement à l'entreprise, n'est généralement effective que dans certains domaines de ses activités, même si certaines organisations cherchent à développer un ancrage organisationnel extrêmement fort de l'environnement afin que celui-ci soit pris en compte dans tous ses choix.

L'action environnementale est donc étroitement liée à des facteurs internes à l'entreprise. Il est ainsi du ressort des dirigeants et décideurs d'intégrer l'environnement dans les stratégies. L'existence d'une structure d'analyse financière adaptée à la prise en compte de ce paramètre dans les prises de décision, s'avère également être un facteur décisif à la réalisation d'investissements environnementaux. Certains facteurs externes, tels la pression effectivement exercée par les parties prenantes (les réglementations y étant incluses), complètent finalement les paramètres explicatifs de l'action environnementale, ce qui implique que l'entreprise soit à même de bien percevoir ces facteurs exogènes.

En dehors de toute obligation réglementaire, le déclenchement d'actions de préservation de l'environnement, telles que les investissements de prévention des pollutions, dépend donc de la capacité de l'entreprise à percevoir leur rentabilité et à franchir les barrières internes pouvant s'y opposer.

Dans ce type de gestion avancée, la performance environnementale est vue comme étant intimement liée à la performance économique. Seulement, ce qui était vrai au niveau d'un Etat, l'est encore plus pour une entreprise privée, pour laquelle, la mesure du développement à long terme se fait encore essentiellement par l'intermédiaire de paramètres économiques. C'est pourquoi, les stratégies des entreprises les plus avancées consistent aujourd'hui à améliorer performances économique et environnementale conjointement, notamment par l'intermédiaire de politiques préventives. Une démarche d'amélioration écologique, perçue comme susceptible de détruire de la valeur, ne sera bien évidemment pas menée.

Tout comme le concept de développement durable n'a pas conduit à un changement de paradigme effectif dans le dimensionnement des politiques publiques, son pendant industriel, qui est généralement défini comme étant la responsabilité sociale d'entreprise, n'implique pas à long terme un réel changement d'objectif. Les entreprises, qui se doivent de créer de la valeur pour maintenir leurs activités, ont alors tout intérêt à orienter leurs stratégies environnementales et sociales vers la création de valeur. La recherche de l'éco-efficacité et de la productivité sociale, par exemple par la mise en œuvre d'activités de prévention des pollutions, contribue à

une organisation de type « business case » orientée vers la création de valeur. Améliorer uniquement sa performance écologique, indépendamment de toutes considérations économiques, n'est pas compatible avec l'objectif de développement pérenne de l'entreprise.

2.1.2.2 Conclusions

Conclusion 2.1 : Les entreprises les plus avancées cherchent à orienter leurs activités de gestion de l'environnement vers la création de valeur, même si cette dernière n'est effective qu'à long terme.

Conclusion 2.2 : La mesure de l'influence de la gestion environnementale sur la performance économique semble contribuer, par une prise de conscience des niveaux mis en jeu, à des comportements écologiques vertueux, notamment de prévention des pollutions.

Conclusion 2.3 : Plus l'entreprise a une structure adaptée à la prise en compte conjointe de ses performances économique et environnementale, plus elle est à même de réaliser des actions de préservation de l'environnement rentables.

Conclusion 2.4 : Cependant, le rôle de certains facteurs externes, en particulier composés des attentes et pressions des parties prenantes parmi lesquelles figure la réglementation, est primordial à la rentabilité des actions de préservation de l'environnement.

2.2 Le contexte des relations entre environnement et économie

Les conclusions de la partie précédente laissent penser que :

- Les réglementations environnementales peuvent contribuer à la création de risques et d'opportunités, permettant aux entreprises vertueuses d'un point de vue écologique de rentabiliser leurs actions de préservation de l'environnement.
- Les réglementations peuvent aussi servir de signaux qui « ouvrent les yeux » des entreprises sur des opportunités déjà existantes²³⁶, renforçant ainsi globalement la compétitivité d'un secteur ou d'une économie.
- Le paramètre « environnement », peut constituer une opportunité pour les entreprises, par la diminution de ses coûts internes (prévention des pollutions), l'acquisition d'un avantage compétitif (innovation), ou la différenciation sur un marché (image verte).
- L'amélioration de la performance environnementale au niveau d'une entreprise implique donc, sous certaines conditions, une amélioration de la performance économique.
- La mesure et le suivi des relations entre performance environnementale et performance économique permettent d'orienter les stratégies de l'entreprise vers la création de valeur.

²³⁶ Cette hypothèse sous-entend que des innovations progressives et peu chères, permettant d'améliorer simultanément la performance économique et environnementale, existent. L'existence de ces « *low-hanging fruits* » implique comme pré-condition l'existence d'une certains échec organisationnel, pour que ces opportunités soient restées dans l'ombre [Wagner, 2003a].

La revue bibliographique des relations théoriques existant entre performances économique et environnementale, ainsi que des études empiriques visant à tester l'existence de ces relations, a permis d'apporter des informations supplémentaires sur tous ces points.

2.2.1 Les relations entre performances économique et environnementale

2.2.1.1 Synthèse des informations obtenues dans la bibliographie

Les théories qui décrivent les relations entre performances économique et environnementale des entreprises fournissent différentes perspectives qui s'affrontent encore aujourd'hui. La théorie traditionaliste prétend ainsi que les améliorations environnementales des organisations privées sont liées à des obligations réglementaires, et qu'à ce titre, les coûts supportés par les entreprises afin d'assurer la conformité détériorent leur performance économique. La théorie révisionniste remet en cause cette vision en affirmant que des situations « *win-win* » existent : dans ces dernières, performances économiques et environnementales sont améliorées conjointement.

La théorie révisionniste s'appuie sur des exemples concrets, qui prouvent l'existence de telles situations « *win-win* » ; cependant, la mise en avant par certains auteurs, d'exemples démontrant que dans certains cas, l'amélioration environnementale, par exemple du fait des réglementations, détériore la compétitivité, prouve également l'existence de situation « *win-lose* ». Le cadre théorique contradictoire est donc le reflet de situations concrètes effectivement contradictoires.

Les études sur l'influence des réglementations sur les délocalisations n'ont en premier lieu pas permis d'aboutir à des conclusions robustes. Il semble toutefois que l'hypothèse du « *havre de pollution* » existe, et que dans certains cas, les entreprises polluantes migrent vers ces destinations. Il reste que le facteur environnemental est sans doute trop faible pour influencer à lui tout seul les choix de localisation.

Le test de l'« *hypothèse de Porter* », qui affirme que les réglementations environnementales rigoureuses et efficaces renforcent à la fois le bien-être de la société et la compétitivité des entreprises, ne fournit donc pas une réponse absolue. Dans de nombreux cas, il est au moins prouvé que si l'impact des réglementations environnementales sur la compétitivité existe, il ne l'est que faiblement. Enfin, il semble que des conditions suffisantes à la vérification de l'hypothèse de Porter aient été mises en avant. L'utilisation de réglementations efficaces économiquement, l'existence d'une structure de marché favorable et la disponibilité de technologies non utilisées et plus efficaces, garantiraient l'accroissement de la compétitivité. Cependant, les conditions d'atteinte de cet objectif, selon que l'une ou l'autre de ces conditions ne soient pas vérifiées, n'ont pas suffisamment été étudiées pour permettre la détermination de conditions nécessaires.

Les améliorations environnementales des entreprises peuvent être issues de démarches volontaires, censées suppléer plus efficacement les réglementations. Cependant, les études

liées aux SME, exemple phare de l'approche volontaire déployée avec succès, montrent que ce type d'approche n'induit pas nécessairement une amélioration flagrante de l'éco-efficacité. Même si globalement, les systèmes de management semblent rentables, la supériorité des approches volontaires sur les approches réglementaires en terme d'amélioration écologique à un coût plus raisonnable n'est pas prouvée. Il reste à noter que la très grande disparité qui existe entre les entreprises en terme de résultats économiques et environnementaux, souligne l'importance de la stratégie privée, l'efficacité d'un système organisationnel étant souvent celle qu'on veut bien lui conférer.

La rentabilité des actions de prévention des pollutions, semble quant à elle, démontrer que ces stratégies sont efficaces dans une optique d'amélioration conjointe de la performance économique et environnementale. Cependant, la disparité des résultats montre une nouvelle fois que dans certaines situations, le succès n'est pas garanti. Les facteurs explicatifs d'un échec ne sont pas clairs, mais il semble que les incertitudes techniques et réglementaires constituent des paramètres-clés, qui, s'ils sont mal évalués, peuvent induire des surcoûts importants (en terme de R&D par exemple), voire à une diminution drastique des opportunités anticipées (la réglementation anticipée n'évolue pas au niveau prévu).

Enfin, lorsque par des études plus globales de la relation qui existe entre performances économique et environnementale des entreprises, on cherche à déterminer si « *être vert est rentable* »²³⁷, les choses ne sont une nouvelle fois pas si claires et les résultats sont souvent contradictoires. Toutefois, il semble qu'une condition suffisante ait été déterminée, puisque les entreprises identifiées comme ayant orienté leur stratégie environnementale vers la création de valeur, démontrent une relation significativement positive entre performance économique et environnementale.

2.2.1.2 Conclusions

Conclusion 3.1 : Des situations « *win-win* » dans lesquelles une amélioration conjointe des performances environnementale et économique est réalisée, existent. Certaines sont effectives au niveau d'un secteur industriel ou d'une économie, d'autres au niveau des entreprises ayant su créer des opportunités relativement à leurs concurrents (nationaux ou internationaux).

Conclusion 3.2 : Les réglementations environnementales peuvent accroître la compétitivité des entreprises, tout en améliorant le bien être de la société, notamment si elles sont efficaces, si des technologies efficaces et non utilisées sont disponibles et s'il existe une structure de marché favorable aux biens environnementaux. Ces conditions suffisantes ne sont en outre pas nécessaires conjointement.

Conclusion 3.3 : Les bilans des investissements de prévention des pollutions, prouvent la rentabilité effective des stratégies d'éco-efficacité, mais les disparités des résultats démontrent

²³⁷ De nombreuses études font référence à des expressions du type « *does it pay to be green ?* ».

l'importance de la capacité de l'entreprise à gérer les incertitudes et à lever les barrières à la perception non biaisée de la rentabilité.

Conclusion 3.4 : Les résultats disparates des démarches volontaires soulignent que la stratégie de l'entreprise est primordiale dans une optique d'amélioration conjointe des performances environnementale et économique. Le fait que les entreprises ayant effectivement orienté leur stratégie vers la création de valeur réussissent à établir une relation positive entre ces deux paramètres confirme qu'une stratégie d'identification et de sélection des opportunités environnementales et économiques génère de la valeur, notamment à long terme.

2.2.2 Les outils et la gestion de l'environnement dans un cadre économique

2.2.2.1 Synthèse des informations obtenues dans la bibliographie

Les difficultés induites par la gestion des coûts environnementaux sont nombreuses. En premier lieu, ils sont difficiles à identifier du fait de l'inadéquation qui existe entre les catégories de coûts qu'on aimerait estimer et les catégories effectivement accessibles à travers les documents de l'entreprise. Un grand nombre de coûts environnementaux s'avèrent ainsi cachés dans des montants généraux et sont donc difficilement accessibles et exploitables. Ceux qui sont les plus aisément identifiables s'avèrent être les coûts liés aux activités « *end of pipe* ». Cependant, cette vision s'avère insuffisante et cette partie des coûts est souvent comparée à la partie visible de l'iceberg environnemental. Si l'entreprise cherche par exemple à identifier des opportunités de réduction des coûts par des technologies propres de réduction à la source, la diminution des coûts de diverses consommations devra être prise en compte conjointement à la réduction des dépenses de gestion en bout de chaîne. Le suivi des coûts d'achat des matières, de l'énergie et de l'eau est donc primordial.

Des difficultés d'estimation s'ajoutent également à ces difficultés d'identification. Ainsi, lors du dimensionnement de leurs stratégies environnementales, les entreprises prennent en compte certains facteurs économiques sans que ceux-ci ne soient nécessairement quantifiés. Des notions d'image, de bien-être des employés ou de relations avec les autorités et partenaires, induisent par exemple, ce que nous avons noté des « *coûts intangibles* ». Enfin, les choix effectués ont forcément des influences sur le futur, par exemple par l'évitement ou non de coûts liés à des accidents, à des pénalités ou à des adaptations réglementaires. Or, ces « *coûts contingents* », qui ne sont généralement pas estimés, peuvent être déterminants en terme de rentabilité d'un projet.

Des outils ont donc été dimensionnés ou adaptés pour tenter de résoudre ces problèmes de visibilité. La comptabilité de gestion environnementale (EMA : Environmental Management Accounting) définit les catégories de coûts environnementaux à suivre tout particulièrement. Les coûts d'achat des matières, de l'eau et de l'énergie sont estimés, une distinction entre les « *pertes* » et les matières incluses dans le produit étant effectuée. Les coûts de prévention et du management de l'environnement sont suivis séparément des coûts de gestion et de contrôle

des déchets, émissions et effluents. Enfin, les coûts de recherche et développement ainsi que les revenus peuvent compléter les catégories précédentes.

L'estimation de ces catégories de coûts peut se faire globalement et il est alors possible d'observer la contribution de chaque catégorie au montant global supporté. Il est cependant intéressant d'également observer les coûts transversalement aux domaines environnementaux concernés (Air et climat, eaux, déchets, etc.), ce qui demande une affectation plus précise des coûts. Mais, il est encore plus important d'être capable de distinguer la contribution des différentes activités d'un site industriel aux coûts environnementaux, puis d'être éventuellement capable d'observer la part attribuable aux équipements dont le fonctionnement constitue l'activité. Des outils d'analyse plus pointus existent pour cela, parmi lesquels nous citons la comptabilité des flux de matières (MFCA : Material Flow Cost Accounting) et l'Activity Based Costing (ABC).

Lors de l'évaluation des projets d'investissement environnementaux, il convient de porter une attention toute particulière sur les facteurs usuellement négligés, qui ont des impacts sur la valeur de l'entreprise, notamment à long terme. Des méthodes récentes fournissent un cadre d'évaluation de ces paramètres. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV, LCA) permet de comparer objectivement les performances environnementales d'alternatives relativement à une fonction, le Total Cost Assessment (TCA) incorporera les coûts contingents et intangibles dans les évaluations, tout en augmentant la période de temps considérée, tandis que le Full Cost Accounting (FCA) induit l'évaluation des coûts externes. Il est à noter que des outils plus précis peuvent être mis en jeu dans les méthodes que nous venons de citer. Les arbres d'évènements et de défaillances, les simulations de Monte-Carlo, les analyses des risques réglementaires et de marché, etc. pourront par exemple être utilisés.

Finalement, en liaison avec un système EMA bien construit, les données plus précisément recueillies lors de projets spécifiques peuvent servir, par un processus d'apprentissage, à traduire les risques et opportunités de gestion environnementale afin de dimensionner les stratégies adéquates.

2.2.2.2 Conclusions

Conclusion 4.1 : Des outils permettant d'évaluer globalement les coûts environnementaux sont disponibles. Ils permettent d'observer une partie des coûts qui sont généralement cachés dans les documents de l'entreprise.

Conclusion 4.2 : Des outils d'analyse plus fins permettent de déterminer les contributions des domaines environnementaux, des activités industrielles ou encore des équipements utilisés, aux coûts environnementaux.

Conclusion 4.3 : Il est possible, par l'utilisation de méthodes et d'outils spécifiques, d'analyser plus précisément les investissements environnementaux, et d'y incorporer des facteurs de création ou de destruction de valeur à long terme, souvent négligés.

Conclusion 4.4 : L'amélioration continue d'un système comptable spécifiquement adapté à la prise en compte de l'environnement, et alimenté par la mise en œuvre de différents outils et méthodes, peut permettre de traduire les risques et opportunités liés à la gestion de l'environnement, dont l'identification orientera les stratégies vers la création de valeur.

2.3 Définition de la problématique de recherche et formulation des hypothèses

2.3.1 Problématique de recherche

2.3.1.1 Synthèse contextuelle

Les conclusions issues de la bibliographie peuvent être liées entre elles par des relations de causes à effets que nous avons schématisées (**Figure 29**). Bien que ce schéma soit représentatif d'une vision particulière (les relations pourraient être observées et représentées différemment), il semble que celui-ci démontre qu'un cercle vertueux, conduisant à l'amélioration conjointe pour l'entreprise de ses performances environnementale et économique, puisse être engendré.

Nous nous attachons à décrire un chemin théorique pouvant contribuer à cette situation.

En premier lieu, l'envoi de signaux, par l'intermédiaire de réglementations (conclusions 1.1 et 1.2) permettant de mettre en avant l'existence de situations « *win-win* » (conclusion 3.1), conduira l'entreprise à intégrer l'environnement comme un facteur stratégique de création de valeur, même à long terme (conclusion 2.1). Elle utilisera alors des outils permettant d'évaluer globalement l'influence qu'a la gestion environnementale sur sa performance économique (conclusion 4.1), puis d'analyser plus finement leurs interrelations (conclusion 4.2). Cette connaissance permettra à l'entreprise d'identifier les domaines où des comportements écologiques vertueux augmenteront sa compétitivité (conclusion 2.2) et la mise en œuvre de projets de prévention des pollutions concrets pourra induire le développement d'un cadre générique d'analyse des investissements environnementaux adapté. Ce dernier intégrera par exemple des paramètres de long terme non pris en compte dans les analyses d'investissements classiques (conclusion 4.3). Cette structure plus adaptée à la prise en compte de l'influence de l'environnement sur la performance économique, permettra à l'entreprise de sélectionner ses investissements environnementaux dans une optique de rentabilité (conclusion 2.3), notamment du fait de l'obtention d'une vision non biaisée des paramètres engendrant cette dernière (conclusion 3.3). Finalement, conformément à la valeur stratégique que lui avait conférée l'entreprise (conclusion 2.1), la gestion de l'environnement induira une augmentation conjointe des performances écologique et économique de l'organisation (conclusion 3.4), ceci s'effectuant éventuellement dans une perspective de long terme.

Il reste à noter, que les situations « *win-win* » (conclusion 3.1) n'existent pas toujours *de facto*, mais sont quelquefois issues de l'évolution de certains facteurs externes à l'entreprise

CHAPITRE 2

(conclusion 2.4). Dans de nombreux cas, ce sont les réglementations environnementales qui induiront ces situations (conclusions 1.3 et 3.2) et conféreront par la même occasion un avantage compétitif aux entreprises vertueuses (conclusion 3.4).

Enfin, une modification des systèmes comptables établissant des liens avec les outils de la comptabilité environnementale, pourrait permettre une intégration transversale de cette approche dans les procédures de management de l'entreprise au quotidien (conclusion 4.4).

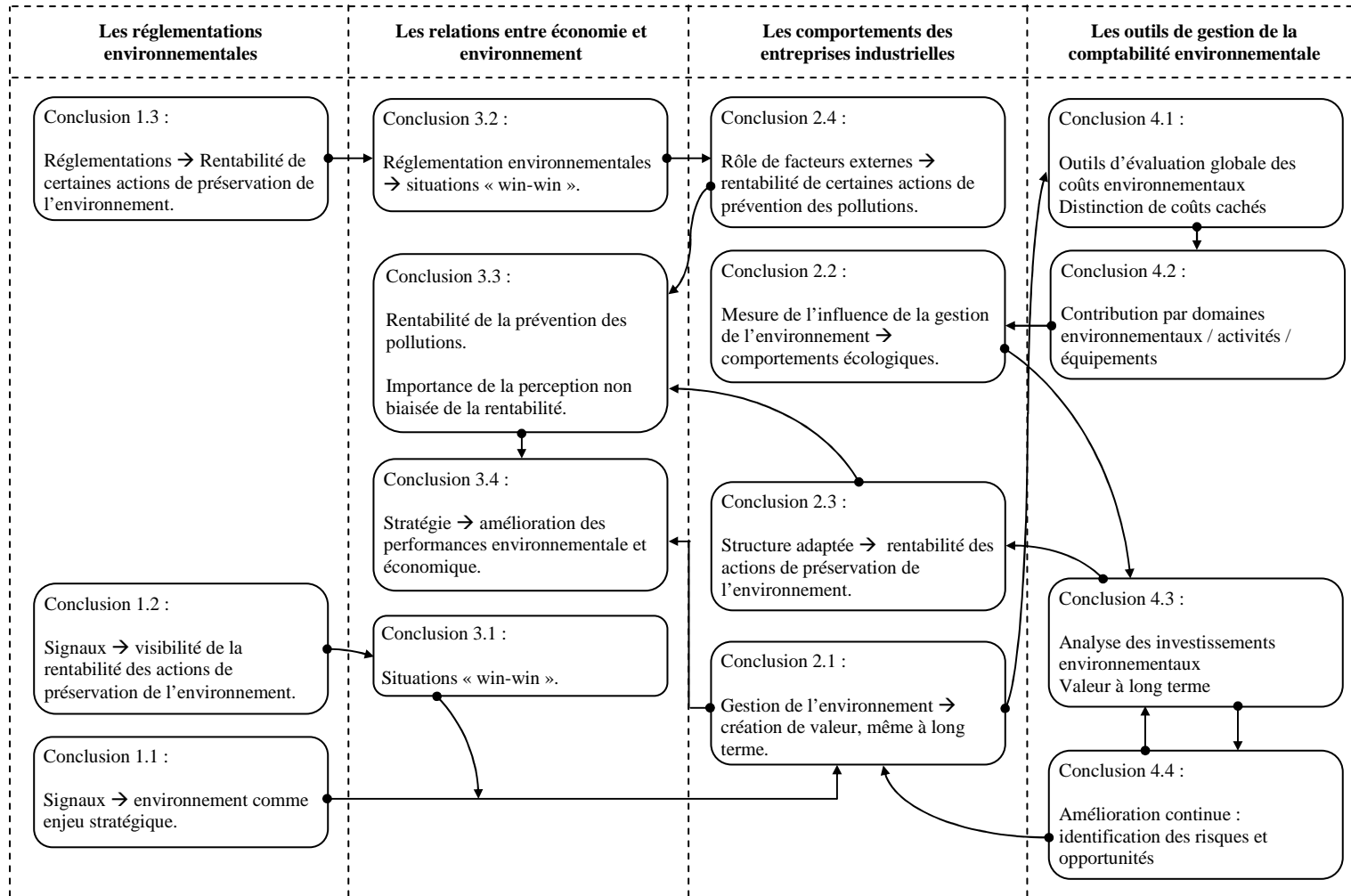


Figure 29 – synthèse contextuelle

2.3.1.2 Identification de la problématique de recherche

La synthèse contextuelle effectuée dans la partie précédente met en avant la possible mise en place d'un cercle vertueux entraînant pour l'entreprise une orientation effective de sa gestion environnementale vers la création de valeur. Dans cette approche, l'organisation serait à même d'améliorer conjointement ses performances économique et environnementale.

Les entreprises ont d'ailleurs à leur disposition des outils nouvellement dimensionnés dans cette optique. Leur mise en œuvre et leur articulation par l'intermédiaire d'une comptabilité environnementale étendue semblent ainsi permettre l'identification, l'estimation, le suivi et la communication des facteurs stratégiques majeurs liant écologie et performance économique. L'intégration de ces facteurs dans les systèmes financiers (notamment les évaluations d'investissements) sous la forme de montants quantifiés, permettrait finalement aux décideurs de faire leurs choix sur la base de critères objectifs, en toute connaissance de cause.

La problématique mise en évidence dans nos travaux est directement issue de ces considérations :

La mise en place d'une comptabilité environnementale étendue permet à l'entreprise d'orienter sa gestion de l'environnement vers la création de valeur.

Nous situons donc tout particulièrement nos recherches dans le domaine de la comptabilité de gestion environnementale (EMA : Environmental Management Accounting), laissant de côté l'inscription comptable de l'environnement dans les documents financiers (EFA : Environmental Financial Accounting).

Nous rappelons enfin, qu'en liaison avec les travaux internationaux et européens [UN, 2001], [IFAC, 2005], nous définissons une comptabilité environnementale étendue comme un système visant à « *identifier, recueillir, analyser et utiliser deux types d'informations : les données sur les flux physiques de matières, d'eau et d'énergie et les données monétaires relatives aux coûts environnementaux ainsi qu'aux économies et revenus y étant liés* ». L'objectif de cette comptabilité environnementale étendue étant de « *gérer la performance environnementale et la performance économique d'une organisation, par le développement et la mise en place de systèmes de gestion de l'environnement et de pratiques appropriées* ».

2.3.2 Hypothèses de recherche

2.3.2.1 Discussion autour de la problématique de recherche

L'une des premières remarques concerne la considération commune de données physiques et de données monétaires dans une comptabilité environnementale. De ce fait, le dimensionnement de cette dernière ne pourra en aucun cas se faire indépendamment du système de management de l'environnement en place (il est convenu dans notre approche qu'une entreprise ayant effectivement le souhait de développer une vision économique de sa

gestion environnementale aura déjà un Système de Management bien établi sur son périmètre d'activités). Plus encore, que de ne pas se développer indépendamment de ce dernier, une comptabilité environnementale y sera totalement intégrée (ou l'intégrera totalement) permettant une gestion conjointe des données monétaires et physiques. Notre étude ne porte pas spécifiquement sur les moyens de fusion de ces deux systèmes, mais il convient de garder à l'esprit que cet objectif peut dans les faits poser des difficultés.

A travers la question de recherche, nous nous interrogeons sur la capacité d'une comptabilité environnementale étendue à orienter la gestion environnementale vers la création de valeur. Il convient de revenir sur la notion de création de valeur.

Ainsi, dans notre approche, et conformément à ce qui a été établi par notre analyse bibliographique, nous considérons que la création de valeur industrielle se mesure, à long terme, exclusivement par des paramètres économiques. Orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur consiste alors à mettre en œuvre une stratégie de gestion de la triple performance de type « business case » (Figure 11 – p62). L'amélioration des performances environnementale et sociale ne doit, dans cette perspective, pas être vue comme un objectif indépendant de la performance financière, mais comme un paramètre pouvant y contribuer.

Nous inscrivons notre recherche dans ce cadre, où l'entreprise cherche à traduire et à intégrer les effets de préservation de l'environnement et d'amélioration du capital social, dans les mesures économiques et financières de l'entreprise.

Comme nous l'avons noté précédemment, la gestion environnementale industrielle met en jeu de nombreuses pressions et attentes issues de parties prenantes extrêmement variées. Ce contexte entraîne une responsabilisation de l'entreprise relativement à ses impacts sociaux et environnementaux, et peut même procurer des avantages compétitifs aux organisations à même de manager ces objectifs efficacement. Nous jugeons donc qu'en aucun cas une entreprise ne pourra créer de la valeur en détériorant sa performance environnementale. Ainsi, hormis dans le cas peu probable où une organisation mettrait en œuvre des procédés très coûteux induisant une performance environnementale bien supérieure aux exigences réglementaires, et pour laquelle un « retour à la norme » réduirait fortement ses coûts de production, nous estimons qu'une situation dans laquelle une détérioration de la performance environnementale peut induire une amélioration de la performance économique n'est pas possible. Cette dernière traduirait en outre un dysfonctionnement fondamental de l'économie. Enfin, le cas d'un changement de contexte réglementaire, par exemple par délocalisation, ne sera pas spécifiquement considéré, à l'exception d'étude de scénarii particuliers.

Dans notre recherche, nous observons donc les relations entre amélioration de la performance environnementale et création ou destruction de valeur.

Nous précisons à ce stade de réflexion, que les cas où des améliorations écologiques induisent une destruction de valeur sont de deux types.

Le plus courant est celui où une réglementation impose à l'entreprise une amélioration de sa performance environnementale dans un objectif d'amélioration du bien-être de la société, par exemple par une obligation de réduction des pollutions. Si l'entreprise n'a pas d'autres moyens, ou n'en trouve pas d'autres, que la mise en œuvre d'une technologie « end of pipe », qui induit nécessairement des coûts supplémentaires à supporter pour assurer la conformité réglementaire, alors effectivement l'amélioration environnementale induira une détérioration de la performance économique.

Il est également possible qu'une entreprise mette en place de manière volontaire une stratégie de réduction des pollutions qu'elle juge avantageuse économiquement, notamment en comparaison d'un *statu quo*, mais qu'une mauvaise estimation des paramètres anticipés dans son estimation, fasse que cette action ne soit finalement pas rentable. Comme nous l'avons déjà mentionné, il est effectivement possible que des incertitudes techniques ou réglementaires biaisent la perception de la rentabilité d'un projet par exemple de prévention des pollutions (Tableau 7 – p85).

Différentes situations peuvent également permettre à l'entreprise de créer de la valeur du fait d'une amélioration de sa performance environnementale.

En premier lieu, il est possible qu'une organisation qui « prenne conscience » des niveaux de coûts environnementaux qu'elle supporte, ou des activités qui en sont à l'origine, découvre la rentabilité de certaines actions de prévention des pollutions. Dans ce cas, la situation « win-win » existe indépendamment de toutes évolutions externes à l'entreprise.

Il se peut aussi, que ce soit un changement de paramètres externes qui implique qu'une action de préservation de l'environnement devienne rentable. Une évolution réglementaire induisant une forte augmentation des coûts de traitement des déchets peut par exemple rendre un projet de réduction à la source profitable économiquement pour l'entreprise. Une évolution des attentes des consommateurs peut aussi contribuer au succès des stratégies de différenciation. Ces dernières confèrent alors à un produit respectueux de l'environnement, une valeur supplémentaire, qui si elle est perçue par les consommateurs, peut les conduire à le préférer aux autres produits sur le marché. Un autre exemple est celui d'une entreprise qui développe et brevète une technologie propre dont les performances permettent de satisfaire à une norme future : le développement et la mise en œuvre de la technologie ne sont peut-être pas rentables eux-mêmes, mais la vente des brevets, lorsqu'une évolution contextuelle impose à certaines entreprises d'y recourir, peut générer un avantage compétitif très important.

Nous signalons pour conclure les discussions autour des notions de création et de destruction de valeur, qu'il est envisageable qu'une évolution réglementaire fasse qu'une amélioration environnementale devienne rentable pour une entreprise en comparaison d'une situation qui consisterait à ne rien faire, mais que cette évolution réglementaire handicape l'entreprise sur un marché international. Ce cas, qui est lié à la compétitivité globale d'un pays ou d'un groupe de pays, en économie ouverte, n'est pas étudié dans notre recherche.

2.3.2.2 Les hypothèses de recherche

La discussion menée autour de la problématique de recherche, permet de préciser les points qui nous permettront de répondre à notre question de recherche.

Comme nous l'avons remarqué dans la partie précédente, orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur signifiera en premier lieu :

- Percevoir les enjeux stratégiques liés à la gestion environnementale.
- Traduire ces enjeux stratégiques en termes économiques et financiers.

Les enjeux stratégiques de la gestion environnementale sont constitués des facteurs de risques qui peuvent induire une destruction de valeur, et des opportunités qui peuvent être sources de création de valeur.

Il est à noter que ces risques et opportunités peuvent exister dans un contexte présent, mais qu'ils peuvent également apparaître dans le futur du fait d'une évolution contextuelle. Il convient donc de prendre en compte :

- Les risques et opportunités existants dans le présent.
- Les risques et opportunités susceptibles d'être créés dans le futur du fait de l'évolution du contexte.

L'objectif d'orientation vers la création de valeur ne peut cependant être réduit à la perception et à la traduction des enjeux stratégiques. En effet, il convient, pour remplir cet objectif, de fournir les données permettant la prise de décision qui maximisera effectivement la valeur de l'entreprise. Or, comme nous l'avons déjà expliqué (3.4.2.1 – p84), les évaluations de projets de préventions des pollutions se heurtent à des barrières. Parmi celles-ci, nous citons les diverses incertitudes afférentes au projet considéré et la constitution de repères financiers acceptables.

La comparaison d'alternatives intégrant une évaluation des impacts liés à une amélioration environnementale, devra permettre une prise de décision :

- Sur la base de résultats quantifiant de manière effective les paramètres auxquels l'entreprise confère un statut stratégique.
- En toute connaissance de cause, par la mise en avant non biaisée de paramètres reflétant la réalité du niveau de connaissance des risques et opportunités.
- Par la constitution d'un cadre d'analyse financière acceptable par les décideurs.

Enfin, il conviendra de s'interroger sur la capacité à orienter globalement la gestion environnementale de l'entreprise vers la création de valeur, par un déploiement et une intégration des méthodes et outils dans les processus de management quotidien de l'entreprise.

Le fond de notre recherche est directement lié à la possibilité de remplir les objectifs énumérés ci-dessus par l'intermédiaire des outils et méthodes associés à une comptabilité environnementale et donc spécifiquement construits pour une prise en compte conjointe des performances économique et environnementale.

Nous nous attachons, avant d'énoncer nos questions de recherche, à schématiser d'une manière extrêmement simplifiée, la réflexion qui en est à l'origine (Figure 30).

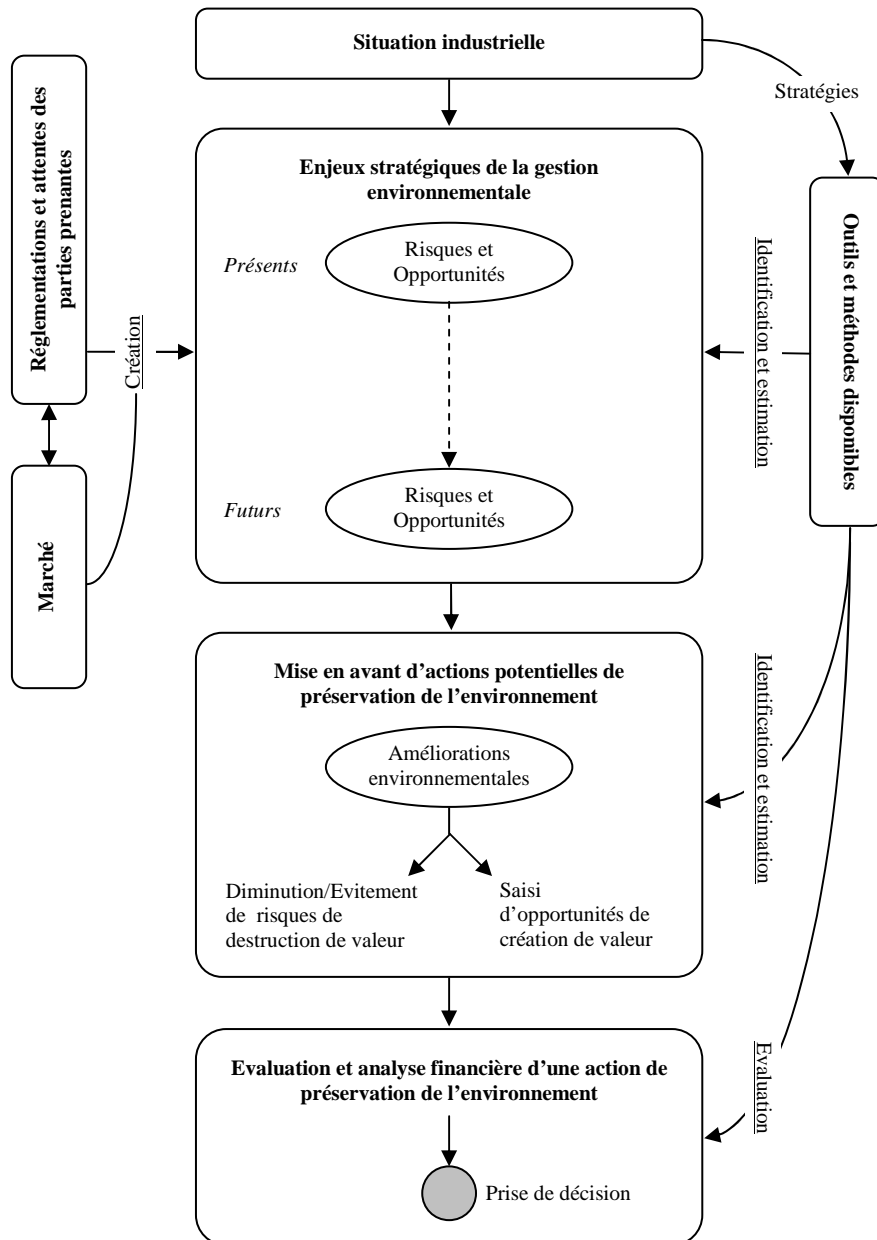


Figure 30 – Schématisation des réflexions conduisant aux problématiques

Nous distinguons finalement quatre problématiques à traiter dans nos travaux de recherche :

Hypothèse n°1 : les outils de la comptabilité environnementale permettent de percevoir et de traduire les enjeux stratégiques de la gestion environnementale

Hypothèse n°2 : les outils de la comptabilité environnementale permettent de mettre en avant et d'analyser les opportunités d'amélioration économiques et écologiques.

Hypothèse n°3 : les outils de la comptabilité environnementale permettent, lors des analyses de projets de préservation de l'environnement, une prise de décision en toute connaissance de cause et en ligne avec les stratégies de l'entreprise.

Hypothèse n°4 : le déploiement des outils de la comptabilité environnementale sur un périmètre global permet d'identifier et de suivre les enjeux stratégiques et les voies d'amélioration.

Nous précisons que la définition que nous donnons ici aux enjeux stratégiques de la gestion environnementale est en ligne avec notre problématique de recherche. Nous considérons ainsi que ces enjeux sont composés des facteurs environnementaux qui constituent, à plus ou moins longue échéance, des facteurs de risque ou d'opportunité de destruction et de création de valeur.

Partie 3 - Observation du terrain de recherche

Nous présentons dans cette partie, le terrain de recherche sur lequel nous allons déployer notre expérimentation, avec pour objectif de traiter la problématique précédemment définie et finalement apporter une réponse à notre question de recherche.

Ces travaux de thèse de doctorat furent menés au sein du secteur aéronautique, dont nous allons préciser quelques caractéristiques. Celles-ci s'avèrent fondamentales pour appréhender les tenants et aboutissants ainsi que les limites de notre étude.

Plus précisément, nous axons notre recherche sur une activité de traitement de surface qui est soumise à une forte pression réglementaire environnementale : l'Oxydation Anodique Chromique (OAC), que les utilisateurs aéronautiques cherchent majoritairement à substituer. Nous présentons donc dans cette partie le contexte global des activités de traitement de surface et plus précisément celui de l'OAC.

3.1 Caractéristiques du secteur aéronautique

Il semble important de décrire le secteur aéronautique, notamment parce que ses caractéristiques propres peuvent constituer des facteurs influant le développement ou non des politiques environnementales. La prise en compte de ces spécificités est également prépondérante pour la rentabilité de ces dernières.

3.1.1 Généralités

3.1.1.1 Structure du secteur

Le secteur aéronautique fait face à un marché qui peut être qualifié de marché mondial en concentration. Le nombre d'acteurs réellement compétitifs est très faible et plutôt en voie de diminution²³⁸, qu'il s'agisse des firmes capables de concevoir et de réaliser les produits (ici avions de plus de cent places) ou les sous-ensembles de ces produits. (Systèmes de propulsion, équipements, éléments de structure, composants de base, etc.)

Le tissu industriel est vaste et se compose à la fois de PME-PMI et de grands industriels. Les acteurs de l'industrie aéronautique peuvent globalement être classés dans trois grands types d'activité (**Tableau 22**).

²³⁸ MICHOT, Y., Rapport sur l'industrie aéronautique et spatiale française, rapport pour le premier ministre M. Jean Pierre RAFFARIN, 2004.

CHAPITRE 2

	Avionneurs	Motoristes	Equipementiers
Exemples de grands groupes	AIRBUS, Boeing	General Electric, Pratt&Withney, Rolls Royce, Snecma SA	Thales Aerospace, Groupe Safran (Labinal, Messier-dowty, Turbomeca, etc.), Honeywell, Rockwellcollins, etc.
Exemples de produits commercialisés	Cellules d'aéronefs	Moteurs	Avionique, commandes de vol, trains d'atterrissage, système de communication, etc.

Tableau 22 – Exemples d'entreprises du secteur aéronautique

Les avionneurs capables de mettre sur le marché des appareils de plus de cent places ne sont aujourd'hui plus que deux au niveau mondial : AIRBUS et Boeing. Ultra dominateur pendant plusieurs décennies, en terme de ventes (nombre d'avions et chiffre d'affaires), le constructeur américain se voit aujourd'hui contraint à un statu-quo. Il est aujourd'hui difficile de préciser qui d'AIRBUS et de Boeing est aujourd'hui leader. Depuis 2003, AIRBUS est ainsi premier en terme de livraisons (nombre d'avions), cette position étant assurée pour quelque temps puisque l'avionneur européen a enregistré plus de commandes que son rival lors des dernières années. 2005 fut ainsi une année record pour AIRBUS à tous les niveaux (livraisons, commandes, bénéfiques). En revanche, l'année 2006 a vu la tendance s'inverser pour la première fois depuis 2000, Boeing ayant reçu 1044 commandes contre 790 pour l'avionneur européen.

Nous notons quelques caractéristiques du secteur aéronautique civil [Levet 2002] :

- Le produit est complexe et de très haute technologie.
- Le produit est différencié en sous-segments en fonction de la capacité et de la distance franchissable.
- L'industrie aéronautique possède des cycles longs, un programme pouvant durer jusqu'à quarante ans.
- Le produit possède également un cycle long, puisqu'une fois mis en service un aéronef a une durée de vie très longue (estimée à 25-30 ans).
- La structure de coûts des constructeurs de cellules d'aéronefs est particulière, puisque d'une part les coûts unitaires de production sont élevés et que d'autre part, les coûts de développement sont énormes. La rentabilité d'un programme est donc aléatoire et se fait à long terme.
- Les économies d'échelle²³⁹ réalisées sur les coûts de production sont importantes notamment du fait du niveau des coûts fixes (coût de développement), des économies d'envergure (possibilité d'utiliser les résultats de R&D pour différentes familles d'avion) et des économies d'apprentissage (la complexité des opérations rend la fabrication des premières unités très coûteuse).
- La demande d'avions dépend principalement de la demande de trafic aérien, elle-même liée à la croissance économique, aux tarifs pratiqués et au développement des réseaux.
- Les commandes d'aéronefs dépendent également du retrait des appareils arrivés en fin de cycle. Certaines normes environnementales (bruit) peuvent engendrer le retrait d'un grand nombre d'avions ne répondant plus aux normes.

²³⁹ Une économie d'échelle est une réduction du coût moyen de production lorsque les quantités produites augmentent.

Ces paramètres font de la construction aéronautique civile un secteur extrêmement concurrentiel, cette concurrence s'effectuant entre les firmes installées. La concurrence potentielle ne semble pour l'instant pas représenter une réelle menace en raison des barrières à l'entrée et à la sortie qui caractérisent ce secteur²⁴⁰.

Le chiffre d'affaires du secteur a augmenté très fortement au cours des quarante dernières années pour atteindre plus de 140 milliards d'euros de chiffre d'affaires en 2002²³⁸. Ce montant représente plus de 56% de la totalité des activités aéronautiques et spatiales. Cette proportion est encore plus marquée en France. (63%)

Le trafic aérien mondial a cru de 11% par an en moyenne dans les années 70 à 80, puis d'environ 6% par an de 1981 à 2001. Les attentats du 11 septembre 2001, la recrudescence de la crise terroriste, les craintes sanitaires mondiales et les croissances faibles de certaines économies ont récemment fortement impacté le transport aérien.

3.1.1.2 Perspective d'évolution

En ce qui concerne les évolutions, deux programmes symbolisent les enjeux actuels :

D'un côté le programme A380, qui de part son importance (plus de 10 milliards de dollars de Recherche et Développement) est à la fois un risque et une opportunité. Les risques sont bien évidemment d'ordres technique, commercial et donc financier. En cas de succès, l'avantage sur Boeing sera majeur, AIRBUS proposant alors le seul avion de très grande capacité et de très grand rayon d'action (Boeing développe cependant un programme de modernisation de son 747). Aujourd'hui, il est difficile de considérer ce programme comme étant assuré du succès, d'autant plus que les retards accumulés, principalement induits par d'énormes difficultés d'industrialisation, ont plongé l'avionneur européen dans une crise sans précédent. Cette dernière a conduit à une réorganisation profonde de l'entreprise à travers un plan de restructuration baptisé « power 8 ».

De l'autre, le 787 qui viendra concurrencer le haut de la famille des « Single Aisles »²⁴¹ (A321) et par le bas, la famille A330. L'impact peut être important, ces deux familles étant parmi les plus rentables d'AIRBUS. Les effets d'un éventuel succès de cet avion seront éventuellement compensés par le programme A350 développé par l'avionneur européen, mais pour l'instant le programme de Boeing présente tous les paramètres susceptibles d'en faire un succès commercial.

Plus globalement, le secteur aéronautique mondial est en forte croissance.

Le retour de la croissance au niveau mondial, de la confiance des investisseurs ainsi qu'une demande maîtrisée du transport à but touristique ont induit en 2004 un rebond du trafic aérien, plus important que ce qui était attendu. Pour la période 2004-2023, il est prévu que le trafic

²⁴⁰ Importance des coûts de développement, des économies d'échelle et d'apprentissage.

²⁴¹ La famille des « single Aisles » est composée des A318, A319, A320 et A321.

passager mondial augmente de 5,3 % par année. Cette augmentation, à laquelle il faut ajouter l'accroissement du transport de fret, conjuguée au renouvellement de la flotte requerra la construction de plus de 17000 nouveaux avions sur cette période²⁴². Ceci représente une délivrance moyenne de 850 avions annuellement. Le chiffre d'affaires accessible aux industriels français ne devrait donc pas croître énormément sur les 20 ans à venir.

Il est à noter que même si l'augmentation du prix du carburant entraîne un effet négatif (pas encore bien chiffré) sur la demande en terme de billets d'avion, celle-ci confère aux nouveaux avions une rentabilité bien supérieure aux anciens et accélère ainsi le renouvellement de la flotte mondiale²⁴³.

La concurrence sera en outre de plus en plus sévère. Elle s'exercera sans doute uniquement sur les firmes installées. Il est en effet peu probable qu'un nouvel acteur émerge dans ce secteur lors des deux décennies à venir. Les coûts de développement d'un avion étant, comme nous l'avons déjà vu, très élevés, le démarrage en production de nouveaux produits entraîne des besoins financiers importants. Il est à noter que les coûts de production, qui ne peuvent décroître que progressivement au début d'une série, restent, pendant un certain temps, supérieurs aux prix de vente qui sont les prix du marché.

La monnaie de référence du secteur est le dollar. Les politiques de couvertures de change sont donc une nécessité et le risque majeur que courent les avionneurs (AIRBUS notamment) est la conjugaison d'un point bas de cycle en terme de livraisons d'avions, de forts investissements matériels ou immatériels et de parité défavorable euro/dollar²⁴³. Il est en outre très probable qu'AIRBUS accentue dans le futur sa politique de sous-traitance, notamment dans des pays où les matières premières s'achètent en dollars.

3.1.2 Transport aérien et environnement

3.1.2.1 Le produit

Le poids donné à la prise en compte de l'environnement par les constructeurs aéronautiques (avionneurs, motoristes et équipementiers) ne cesse de croître depuis plus d'une quarantaine d'années. La journée de l'aviation civile internationale, célébrée tous les ans en décembre pour commémorer la création de l'Organisation de l'Aviation Civile Internationale (OACI), avait d'ailleurs en 2005 pour thème la prise en compte de l'environnement.

L'OACI a adopté en 2004 trois grands objectifs environnementaux²⁴⁴ :

- Limiter ou réduire le nombre de personnes exposées à un niveau élevé de bruit des aéronefs.

²⁴² AIRBUS Global Market Forecast, 2005, Source <http://www.airbus.com>.

²⁴³ MICHOT, Y., Rapport sur l'industrie aéronautique et spatiale française, Op. Cit.

²⁴⁴ KOTAITE, A., Message du président du conseil de l'OACI, OACI, 2005.

- Limiter ou réduire l'incidence des émissions de l'aviation sur la qualité de l'air à l'échelon local.
- Limiter ou réduire l'incidence des émissions de gaz à effet de serre de l'aviation sur le climat mondial.

Ces objectifs résultent de ce qui est considéré comme étant le groupe des impacts environnementaux majeurs liés au produit avion.

Une stratégie ambitieuse a en outre été définie au niveau européen, par le conseil ACARE (Advisory Council for Aeronautics Research in Europe) : des objectifs de réductions de 50% et de 80% des émissions de CO₂ et de NO_x et de 50% du bruit perçu ont été fixés pour 2020 [ACARE, 2004].

Le bruit des avions est souvent ressenti comme étant la première nuisance causée par le trafic aérien. Ceci est particulièrement vrai en Europe où les aéroports sont généralement situés près de zones habitées. L'énergie sonore émise par un avion provient en premier lieu du moteur. D'importants efforts ont été faits, et continuent à être réalisés : en trente ans, le bruit des aéronefs a été réduit de 20 décibels. Le bruit aérodynamique de l'avion constitue l'autre source de nuisances sonores (cellule et train d'atterrissage).

La réglementation provient principalement des recommandations émises par l'OACI, reprises ensuite par les autorités de certification des différents pays : la FAA (Federal Aviation Administration) aux Etats-Unis et la JAA (Joint Aviation Authorities) en Europe. Il est tout de même à noter que des divergences « transatlantiques » importantes existent.

L'aéroport de Londres Heathrow est l'un des plus stricts au monde en matière de réglementation sur le bruit.

En ce qui concerne le changement climatique, les avions subsoniques, qui volent à des altitudes élevées (entre 9000 et 12000 m) et émettent par leur fonctionnement des gaz et particules, peuvent avoir un impact sur l'atmosphère. Les effluents majoritaires sont le dioxyde de carbone (CO₂) et la vapeur d'eau (H₂O). Ceux-ci contribuent à l'effet de serre, et ils sont émis en quantité proportionnelle à la consommation de carburant.

Il n'y a aujourd'hui pas de réglementation particulière visant les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) des aéronefs, mais une inclusion des émissions de CO₂ dans le système d'échange européen de quotas d'émission de gaz à effet de serre²⁴⁵, dès la période [2008-2012] est possible.

Les autres substances émises par les aéronefs (combustion) sont le monoxyde de carbone (CO), le carbone (C), les hydrocarbures imbrûlés (HC), le dioxyde de soufre (SO₂) et les oxydes d'azote (NO_x). Ces derniers font l'objet de nombreuses études, les effets des oxydes d'azote étant d'une part de contribuer à l'effet de serre, lorsqu'ils sont rejetés dans la partie basse de l'atmosphère, la troposphère, et d'autre part à l'appauvrissement de la couche d'ozone lorsqu'ils sont rejetés en altitude, dans la troposphère. Il semble cependant que les

²⁴⁵ Directive 2003/87/CE établissant un système d'échange de quotas de gaz à effet de serre dans la communauté.

répercussions des rejets émis au cours des vols subsoniques aient de faibles répercussions sur l'atmosphère²⁴⁶.

Hormis le bruit et les émissions des moteurs, un avion peut exercer des dommages sur l'environnement à travers les matériaux et produits utilisés pour sa construction. Cet aspect environnemental du produit avion constitue désormais un enjeu majeur : un produit qui fait l'objet de restriction, voire même d'interdiction, au niveau réglementaire du fait de sa dangerosité pour l'environnement ou pour la santé humaine, doit ou devra être substitué, des recherches devant alors être menées.

Les problèmes environnementaux peuvent également se poser au niveau de la maintenance des avions, les compagnies aériennes pouvant être amenées à utiliser des produits pour l'entretien des aéronefs (ces produits sont spécifiés dans les guides d'entretien établis par les constructeurs). Les compagnies peuvent exiger, du fait de la croissance des réglementations environnementales, la possibilité de recourir à des produits qui minimisent les impacts sur l'environnement.

3.1.2.2 Les sites de production

La construction d'avions, comme toute activité industrielle, génère des pollutions qui doivent être traitées ou prévenues. Ces dommages sur l'environnement proviennent principalement des matériaux utilisés et de leur processus de transformation [Levet, 2002].

Les principaux impacts environnementaux du secteur de la construction aéronautique sont les rejets atmosphériques, les rejets aqueux et la production de déchets.

Les sites de production sont soumis aux mêmes réglementations que tous sites industriels. Les lois-cadres, définies pour les grands domaines de l'environnement (eau, air, déchets, risques technologiques, etc.) leur sont donc applicables. Ils sont également soumis à la correction des externalités négatives qu'ils entraînent par l'application d'instruments réglementaires (normes d'émissions, de procédés, etc.) et économiques (taxes et redevances, permis d'émissions, etc.).

Les rejets atmosphériques issus de la construction d'aéronefs sont divers (COV, CO₂) et principalement issus des activités de peintures et de traitement de surface. Les émissions atmosphériques les plus importantes sont celles des COV. Ceux-ci favorisent en outre la création d'ozone troposphérique, dangereux pour la santé des populations et favorisant l'effet de serre. Les rejets de COV sont réglementés en Europe par la directive 99/13/CE.

Les rejets dans l'air sont principalement régis en France par la loi sur l'air (n°96-1236) de 1996 ainsi que par la loi n°76-663 de 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement. Le secteur de la construction aéronautique est également soumis à la taxe parafiscale sur les pollutions de l'air, intégrée aujourd'hui à la TGAP (COV, NO_x, SO₂ pour le secteur en question).

²⁴⁶ Chanin, M.L., Impact de la flotte aérienne sur l'environnement atmosphérique et le climat, Académie des sciences, Rapports n°40 (en collaboration avec l'Académie nationale de l'air et de l'espace), 1998.

Enfin les sites sont soumis au système d'échange européen de quotas d'émissions de gaz à effet de serre (qui ne concerne que le CO₂ aujourd'hui) au titre de leurs installations de combustion d'une puissance supérieure à 20 MW.

Différentes étapes de la fabrication d'un avion provoquent des rejets aqueux (mise en forme des matériaux, usinage chimique, traitement de surface, peinture, dégraissage). Les rejets sont principalement constitués de métaux lourds (chrome, cadmium, nickel, etc.), d'huiles, de solvants, de Matières En Suspension, etc.

En France, les industriels doivent en plus des spécificités locales (qui doivent transparaître dans les arrêtés préfectoraux d'exploitation) respecter les dispositions de la loi sur l'eau de 1992, en plus de celles inscrites dans celle de 1976 sur les installations classées. Des réglementations peuvent également s'appliquer spécifiquement à certaines activités industrielles (traitement de surface par exemple).

Les déchets générés par la construction aéronautique sont constitués de déchets dangereux (boues, solvants usagés, déchets de matériaux, etc.) et banals (copeaux, carton, plastique, etc.).

En France, la loi (n°75-633) de 1975 régit la notion de déchet et les responsabilités de leur élimination. La gestion des déchets dangereux est réglementée par de nombreuses dispositions légales.

3.1.2.3 L'impact de l'environnement sur la compétitivité

Dans ce contexte, il est intéressant de considérer l'impact des mesures environnementales adoptées par les constructeurs aéronautiques et plus précisément de se demander si le facteur environnement peut influencer sur la compétitivité des firmes.

Cette relation compétitivité - environnement doit bien entendu prendre en compte les facteurs structurels (du marché notamment) présentés précédemment. Le prix d'acquisition d'un appareil est ainsi, loin d'être le seul paramètre pris en compte par les compagnies lors de l'achat d'un appareil et les performances techniques et économiques (distance franchissable, capacité, dépense d'exploitation) sont par exemple, extrêmement importantes.

L'analyse de Levet [Levet, 2002] met en avant le fait que l'effort financier réalisé par les constructeurs pour respecter les exigences réglementaires au niveau des sites de production est relativement faible comparé aux investissements totaux ou au chiffre d'affaires. Ce montant est également faible en comparaison de ce que supportent certaines autres industries. La principale explication est l'impact limité qu'exercent les sites de productions aéronautiques sur l'environnement comparé à d'autres industries (chimie, énergie, pâtes et papier, etc.).

Dans cette analyse, les bénéfices potentiels induits par l'adoption de mesures environnementales sur les sites de production sont également mis en avant, même si aucune quantification n'est apportée. Des gains de productivité découlant de l'adoption de nouveaux procédés mis en oeuvre pour répondre à des exigences environnementales, des économies

liées à des diminutions des consommations (eau, énergie, matières premières) et des déchets sont notamment cités.

Il ressort donc que globalement, les coûts environnementaux supportés au niveau des sites de production ont un impact relativement faible sur les coûts de vente des avions. La concurrence environnementale s'effectue donc majoritairement, pour un constructeur aéronautique, au niveau des paramètres pris en compte lors de l'acquisition de l'appareil.

L'un des points principaux qui est la consommation de carburant est déjà totalement intégré aux stratégies des constructeurs puisqu'il constitue aujourd'hui un facteur influençant directement les coûts d'exploitation.

D'autres caractéristiques environnementales liées au produit peuvent constituer des facteurs de compétitivité. Ainsi, la capacité des appareils à respecter des normes environnementales futures peut engendrer un avantage sur le marché. Dans cette optique, le bruit des avions, les émissions (principalement lors des phases de décollage et d'atterrissage souvent proches de zones urbaines), ainsi que les produits dangereux contenus dans l'appareil sont les paramètres majeurs à prendre en compte.

Les conclusions de la revue des impacts potentiels de l'environnement sur la compétitivité dans le secteur aéronautique civil, effectuée par Levet [Levet, 2002], sont les suivantes :

- Les mesures environnementales prises au niveau des sites de production n'ont pas d'impact négatif sur la compétitivité-prix des constructeurs, ces derniers ayant même intérêt à mettre en place une politique active en matière d'environnement, afin de tirer parti des bénéfices pouvant être engendrés.
- Les dépenses effectuées au niveau du produit peuvent conférer à l'environnement un caractère compétitif stratégique, notamment lorsqu'il s'agit du respect de normes pouvant être amenées à devenir plus rigoureuses.
- Il reste que les dépenses de R&D en matière d'environnement, même si leurs niveaux peuvent être élevés, n'ont jusqu'à présent pas entravé la compétitivité des constructeurs aéronautiques.

3.2 Le traitement de surface et le procédé d'Oxydation Anodique Chromique

Nous resserrons la présentation de notre terrain de recherche, sur l'activité menée au sein du secteur de la construction aéronautique, que nous allons plus précisément considérer dans notre expérimentation.

3.2.1 Le traitement de surface

3.2.1.1 Les activités

Les caractéristiques que possède la surface d'un matériau, qu'elles soient physiques, chimiques ou électriques, peuvent être modifiées par une opération : le traitement de surface (SATS²⁴⁷), (Pignet, 1990²⁴⁸). Cette opération, qui peut être mécanique, chimique, électrolytique ou physique, a pour but de modifier la surface d'une pièce afin de lui conférer de nouvelles propriétés : résistance à la corrosion ou à l'usure, modification de l'aspect dans un but décoratif, etc. [Laforest, 1999].

Les propriétés recherchées pour les surfaces traitées sont principalement la protection contre la corrosion (45%) et contre l'usure (24%), l'aspect (11%), la conductibilité (8%), la réduction des frottements (8%), etc. [Laforest, 1999].

Les activités de traitement de surface sont, soit des ateliers intégrés à des unités de production, soit des ateliers indépendants travaillant en sous-traitance. Le secteur des traitements et revêtements des métaux (référence 28.5 A dans la nomenclature des activités françaises) comptait en 2003, 2018 entreprises représentant environ 28000 salariés²⁴⁹.

Le tableau suivant répertorie les cinq grandes familles de traitements de surface qui peuvent être distinguées (**Tableau 23**).

Familles	Techniques	Exemples
Revêtement métallique	Traitement par voie aqueuse	Dépôt électrolytique, Dépôt chimique
	Traitement par voie sèche	Projection thermique, Phase vapeur
Traitement de conversion	Electrolytique	Anodisation, Sulfuration
	Chimique	Phosphatation, Chromatation
Peintures		
Traitements thermochimiques		Cémentation, Chromisation
Traitements mécaniques		Grenailage, Galetage

Adapté de [Laforest, 1999] et [Brilaud, 2005]

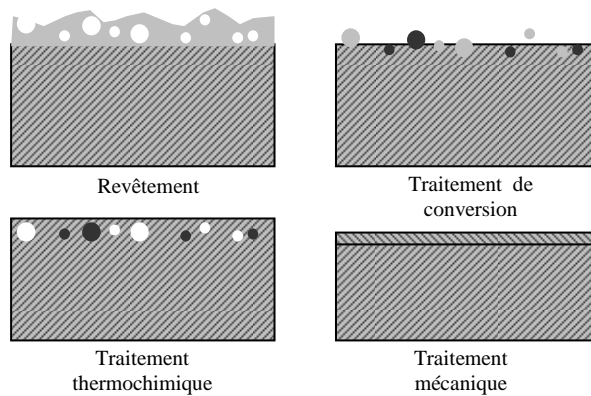
Tableau 23 – Familles de traitements de surface

Lors d'un traitement de revêtement, le matériau d'apport ne réagit pas ou peu avec le substrat, tandis que lors d'un traitement par conversion chimique, le matériau d'apport réagit superficiellement avec celui-ci. Lors d'un traitement thermochimique, le matériau d'apport diffuse dans le substrat et lors d'un traitement mécanique, la structure métallurgique superficielle est modifiée. Ces points sont illustrés dans le schéma suivant (**Figure 31**):

²⁴⁷ SATS Syndicat National des Entreprises d'Applications de Revêtements et Traitement de Surface, Rapport Les actions - Les métiers, non daté.

²⁴⁸ Pignet, C., Pelouin, C., Etat de la technique dans l'industrie du traitement de surface dans le bassin Rhin-Meuse, Synthèse bibliographique, Agence de l'eau Rhin Meuse, 47p, 1990.

²⁴⁹ Source : <http://www.industrie.gouv.fr/sessi/>



Adapté de [Laforest, 1999] et [Brilaud, 2005]

Figure 31 – Les procédés de TS

Dans la suite de cette partie nous nous concentrons sur les ateliers de traitement de surface mettant en œuvre des traitements par voie aqueuse qu'ils soient de revêtement ou de conversion.

Un atelier de traitement de surface est composé d'une suite de cuves formant une chaîne de production. Les cuves sont utilisées à des fins de traitement ou à des fins de rinçage et les pièces y sont successivement trempées. L'enchaînement nécessaire au traitement complet d'une pièce constitue une gamme de production.

Le passage d'un bain à un autre s'effectue à l'aide de différents systèmes de manipulation (barres, tonneaux ou paniers) dont le choix dépend de la taille et de la fragilité des pièces à traiter. Ces systèmes sont soit manipulés manuellement, soit par guidage automatique.

La transformation complète d'une pièce nécessite généralement l'utilisation de plusieurs types de bains de traitements. Il convient de distinguer les opérations de « nettoyage », visant à éliminer des éléments spécifiques, de celles qui en ajoutent, par dépôt ou conversion et qui sont généralement précédées des premières.

3.2.1.2 Enjeux sanitaires et environnementaux des traitements de surface

Les points suivants constituent les enjeux environnementaux majeurs des activités de traitement de surface [EC BREF, 2005] :

- Les traitements de surface sont traditionnellement associés à une utilisation importante de ressources en eau.
- Les composés chimiques utilisés présentent des dangers pour l'environnement, plus particulièrement pour les eaux de surface et souterraines, ainsi que pour le sol.
- Les métaux issus des effluents liquides constituent en bout de chaîne des déchets solides qui, tout comme certaines solutions usées, doivent être traités par l'intermédiaire de procédés spéciaux de récupération ou d'élimination.

- Cette industrie peut rejeter des vapeurs, des poussières et des polluants (atelier et atmosphère).
- Le secteur est également un consommateur important d'électricité et de ressources non renouvelables (métaux).

Les composés chimiques présentant des dangers pour l'environnement, ne doivent pas être dissociés de leurs aspects sanitaires lors d'une évaluation. Il est en outre clair que dangerosité pour l'environnement et pour l'homme sont intimement liés.

Finalement la recherche des objectifs suivants est cruciale dans le secteur du traitement de surface :

- Minimisation des consommations en matières premières, en énergie et en eau.
- Minimisation des émissions par le management des procédés et le contrôle des pollutions.
- Minimisation de la production de déchets.
- Amélioration de la sécurité en relation avec l'utilisation des produits chimiques et réduction des accidents environnementaux.

3.2.1.3 Les réglementations environnementales des traitements de surface

Nous ne nous y attardons pas pour le moment, mais il faut garder à l'esprit que les réglementations liées aux substances dangereuses peuvent engendrer des contraintes importantes sur les activités de traitement de surface, ces dernières utilisant souvent des produits considérés comme tels.

Les dispositions réglementaires sur l'étiquetage des produits et préparations, sur la transmission aux utilisateurs des renseignements nécessaires à la prévention et à la sécurité et sur le marquage des cuves de traitement de surface sont par exemple très importantes.

La réglementation REACH²⁵⁰ (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals) est également d'une importance considérable pour la mise sur le marché et les modes d'utilisation des substances chimiques. L'impact de cette réglementation sur un secteur tel que celui des traitements de surface est donc non négligeable.

Enfin, nous précisons que dans le cadre sanitaire, des valeurs maximales admissibles peuvent exister pour la concentration de certaines substances dans l'atmosphère de travail²⁵¹.

Nous notons également, qu'un grand nombre de réglementations environnementales applicables à tout site industriel ont une influence sur les activités de traitement de surface.

Même si nous ne la présentons pas ici spécifiquement, il est nécessaire de garder à l'esprit que la réglementation européenne peut avoir un impact sur la réglementation environnementale applicable à une usine de traitement de surface²⁵².

²⁵⁰ Regulation EC 1907/2006 of the European Parliament and of the council of 18th December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH).

²⁵¹ Il s'agit en France des VLE (Valeur Limite d'Emission) et VME (Valeur Moyenne d'Emission).

Au niveau national, deux principales réglementations, non spécifiques au secteur du traitement de surface, ont un impact sur ces activités. Il s'agit de la réglementation sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement²⁵³ (ICPE) d'une part et de l'arrêté « SEVESO » du 10 mai 2000²⁵⁴ d'autre part. La nomenclature des installations classées, prévue par l'article L. 511-2 du code de l'environnement (fixée par le décret du 20 mai 1953) et modifiée par le décret n°2006-1454 du 24 novembre 2006 est également fondamentale.

Pour rappel, les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (en abrégé « ICPE ») sont les usines, ateliers, et d'une manière plus générale les installations qui peuvent présenter des dangers ou des inconvénients pour l'environnement. Le contrôle et la surveillance des ICPE sont exercés, sous l'autorité du préfet, par les inspecteurs des installations classées rattachés à la DRIRE (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement).

L'arrêté du 10 mai 2000, relatif à la prévention des accidents majeurs impliquant des substances ou préparations dangereuses présentes dans certaines catégories d'installations classées, vient en complément de la législation sur les ICPE. Une entreprise sera assujettie aux dispositions SEVESO si elle atteint les seuils de l'une des rubriques visées par l'annexe I de l'arrêté.

Pour plus de précisions concernant l'impact de l'arrêté du 10 mai 2000 sur les potentielles classifications SEVESO des ateliers de traitement de surface, il est conseillé de se reporter au document « *Guide de classement dans la nomenclature des installations classées, FIM, GIFAS, INERIS, SATS 2005* » [FIM ; GIFAS, 2005].

Nous dressons ici une liste non exhaustive des réglementations environnementales non spécifiques aux activités de traitements de surface, mais qui peuvent les impacter :

- Le code de l'environnement (articles L511-1 et suivants codifiant la loi ICPE de 1976 et son décret de 1977).
- Le décret du 20 mai 1953 sur la nomenclature des installations classées, modifié par le décret n°2006-1454 du 24 novembre 2006.
- La loi du 15 juillet 1975 modifiée le 13 juillet 1992 sur l'élimination des déchets et la récupération des matériaux.
- L'arrêté du 18 février 1994 relatif au stockage de certains déchets industriels spéciaux.
- L'arrêté du 2 février 1998 sur les prélèvements et la consommation d'eau ainsi que les émissions de toute nature des installations classées soumises à autorisation. Cet arrêté est appelé « arrêté intégré » car il tente d'intégrer tous les impacts environnementaux d'une installation soumise à autorisation (air, eau, bruit, déchets, sols).

²⁵² Nous citons par exemple la directive 76/464/CE de 1976, sur la pollution causée par certaines substances dangereuses, qui s'applique au secteur des traitements de surface, puisque des composés, tels les métaux et le cyanure pouvant y être utilisés, sont visés. Une directive de 1983 (directive 83/513/CE) fixe quant à elle les valeurs limites pour les rejets de cadmium provenant des industries ainsi que des objectifs de qualité du milieu aquatique récepteur.

²⁵³ Loi du 19 juillet 1976 et son arrêté d'application du 21 septembre 1977.

²⁵⁴ Application de la directive 96/82/CE concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses, dite Seveso II, modifiée par la directive n°2003/105/CE du 16 décembre 2003.

- L'arrêté du 23 janvier 1997 relatif à la limitation des bruits émis dans l'environnement par les installations classées et, le cas échéant, selon la nature et l'importance de l'activité.
- L'arrêté du 28 janvier 1993 concernant la protection contre la foudre de certaines installations classées.
- L'arrêté « Seveso » du 10 mai 2000 relatif à la prévention des accidents majeurs impliquant des substances ou préparations dangereuses présentes dans certaines catégories d'installations classées.

Enfin, il existe en France, une réglementation spécifique aux activités de traitements de surface : l'arrêté du 26 septembre 1985 modifié (1990 et 2006).

Cet arrêté fixe le cadre réglementaire applicable au secteur du traitement de surface : les ateliers soumis à autorisation, mettant en œuvre des traitements et revêtements électrolytiques et chimiques, des traitements thermiques en bain de sel fondu et des bains de décapage, dégraissage et de préparation de surface sont concernés. L'objectif de cette réglementation est de limiter les pollutions, nuisances et risques liés à l'exploitation de ces installations en définissant un certain nombre de dispositions techniques et administratives à respecter.

Différents points sont abordés dans cet arrêté :

- La prévention de la pollution des eaux.
- La prévention de la pollution atmosphérique.
- La gestion des déchets.
- La gestion des pollutions accidentelles.
- La surveillance des rejets industriels.

En ce qui concerne la prévention de la pollution des eaux, en plus des modes de rejets possibles (passage par une station de traitement appropriée, rejets en eaux superficielles, interdiction du rejet en eau souterraine, etc.), des paramètres de rejets en sortie de l'installation sont définis :

- Les valeurs limites des teneurs en polluants dans les effluents doivent être respectés (**Tableau 24**).
- Le pH doit être compris entre 6,5 et 9.
- La température des rejets doit être inférieure à 30°C.
- Les rejets de cadmium sont en plus limités en terme de flux : 0,3 g de cadmium par kilogramme de cadmium utilisé.
- Le débit des effluents rejetés est également limité à 8 litres par m² de surface traitée et par fonction de rinçage (une fonction de rinçage étant l'ensemble des rinçages associés à un bain de traitement

La prévention de la pollution atmosphérique s'intéresse aux systèmes de captation des émissions au-dessus des baignoires et définit des valeurs limites de rejets (Tableau 24).

L'arrêté définit également des prescriptions en terme d'autocontrôle et impose à l'exploitant de s'assurer de la bonne élimination de tous les déchets de l'atelier y compris des résidus de traitement.

Il est finalement à noter que cet arrêté a été renforcé par une circulaire du 10 janvier 2000 (relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement : industrie de traitement de surface, rubrique n°2565), qui décrit les modalités de l'arrêté en distinguant les installations existantes des installations nouvelles et des modifications des installations existantes.

Type de rejet	Paramètre	Valeur limite	Unité
Aqueux	Cr VI	0,1	mg/L
	Cr III	3	
	Cd	0,2	
	Ni	5,0	
	(...)	(...)	
	Sn	2,0	
	Somme des métaux	15	
	MES	30,0	
	CN	0,1	
	F	15,0	
Atmosphérique	Nitrites	1,0	g/m ³
	(...)	(...)	
	Hydrocarbures totaux	5,0	
	Acidité totale exprimée en H ⁺	0,5	
	Cr total	5	
	Dont Cr(VI) (pour les ateliers de plus de 50 m ³ de baignoires)	0,1	
	CN	1	
Alcalins exprimés en OH ⁻	10		
NOX exprimés en NO ₂	100		

Tableau 24 – Valeurs limites des rejets aqueux et atmosphériques définis dans l'arrêté du 26 septembre 1985

Nous ne les précisons pas ici, mais il est à noter que des valeurs équivalentes, définies spécifiquement pour les activités de traitement de surface ou non, existent dans les différents pays européens²⁵⁵.

Il convient également de noter que les entreprises de traitement de surface peuvent être amenées à constituer des garanties financières (en cas de dommage).

3.2.2 Le procédé OAC (Oxydation Anodique Chromique)

3.2.2.1 L'Oxydation Anodique Chromique de l'aluminium, généralités

L'anodisation de l'aluminium et de ses alliages est un procédé très ancien. L'anodisation chromique fut développée par Benough et Stuart en 1923, postérieurement à l'anodisation sulfurique [Safrany, 1990].

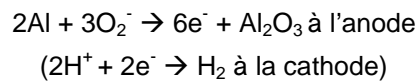
²⁵⁵ En ce qui concerne les rejets aqueux, ces valeurs sont définies par l'annexe 40 du « WasserhaushaltsGesetz (WHG) » (WHG – 23 septembre 1986) en Allemagne ; par l'arrêté du gouvernement Wallon du 16 janvier 2003 portant condition sectorielle relative à la mécanique, transformation à froid et traitement de surface en Belgique ; par les recommandations CUWVO de 1996 aux Pays-Bas, par l'arrêté n°152 du 11 mai 1999 en Italie et par l'ordonnance du 1er juillet 1997 sur la protection des eaux contre les liquides pouvant polluer en Suisse.

La protection de l'aluminium se fait par l'intermédiaire de son oxyde : une couche mince d'oxyde naturel (2 à 4 nm) permet une bonne tenue à la corrosion du métal. Cet oxyde se forme naturellement au contact de l'atmosphère mais peut être renforcé industriellement. Le métal précédemment transformé par diverses opérations nécessite une préparation destinée à en éliminer les impuretés et oxydes gênants (dégraissage, décapage).

Le mécanisme de formation des couches anodiques est alors le suivant :

Un courant est appliqué par l'intermédiaire d'une solution aqueuse acide et des gaz se forment à chacune des électrodes : de l'oxygène sur la pièce d'aluminium chargée positivement (anode) et de l'hydrogène sur les parois de la cuve chargées négativement (cathode). L'oxygène est cependant consommé par l'aluminium.

Une couche anodique se produit alors par combinaison entre l'aluminium dissout et l'oxygène :



Cette description n'est bien évidemment que partielle puisque des différences fondamentales de comportement sont observées lorsque l'électrolyte (la solution composant le bain) et les conditions opératoires sont modifiées [Safrany, 1990].

Dans le cas de l'Oxydation Anodique Chromique, l'électrolyte (la solution d'acide chromique²⁵⁶) possède une action dissolvante sur le métal et l'évolution de la couche anodique relève d'une compétition entre l'élaboration de l'oxyde sous l'action du courant électrique d'une part et la dissolution chimique de la couche d'autre part.

Dans ce type de procédé, caractérisé d'anodisation de type poreux, la couche obtenue est composée d'une partie barrière qui fait interface avec le métal et d'une partie poreuse. L'anodisation chromique fut développée parallèlement à l'anodisation sulfurique car les couches obtenues, tout en permettant la protection contre la corrosion du métal, possèdent des propriétés spécifiques [Safrany, 1990] :

- Leur épaisseur est moindre que les couches sulfuriques (minimisation des problèmes de tolérance sur les côtes).
- Leur incidence sur les caractéristiques mécaniques de la pièce traitée est moindre.
- Leur coefficient de frottement est meilleur ; en revanche leur résistance à l'abrasion est moindre.
- L'accrochage de revêtements organiques est possible (peintures et colles).

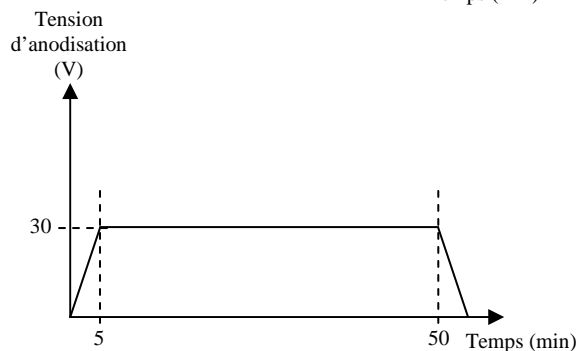
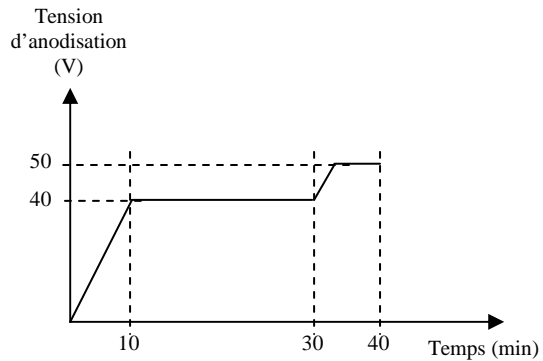
²⁵⁶ L'acide chromique composant le bain est obtenu en ajoutant dans l'eau de l'anhydride chromique (CrO₃). L'Anhydride chromique, également appelé trioxyde de chrome ou oxyde de chrome VI est un composé chromé hexavalent.

Les principales applications industrielles de l'Oxydation Anodique Chromique utilisent des paramètres dont les valeurs usuelles sont détaillées dans le tableau et les schémas qui suivent (Tableau 25 & Figure 32) :

Concentration du bain	Entre 30 et 50 g/L d'anhydride chromique (CrO ₃)
Température du bain	De 40 à 50 °C
Tension	Différents cycles possibles Tension autour de 40V
Epaisseur des couches obtenues	De 2 à 7 µm
Domaine de densité de courant	De 55 à 100 A/m ²

Adapté de [Safrany, 1990] & [Pegman et al, 1992]

Tableau 25 – Caractéristiques générales des procédés OAC



Adapté de [Safrany 1990]

Figure 32 – Exemples de cycles d'anodisation

Le procédé d'OAC est le plus souvent utilisé pour des alliages à hautes caractéristiques mécaniques.

L'oxydation anodique pour ces applications peut être colmatée, ce qui lui confère une bonne tenue à la corrosion ; cependant cela le fragilise en cas d'application d'une peinture. Lorsque le métal anodisé est susceptible d'être peint ou collé, le colmatage n'a pas lieu ou alors de manière réduite (semi-colmatage) afin d'obtenir un compromis entre protection contre la corrosion et adhérence. Le colmatage est, d'une manière générale, réalisé à l'eau bouillante, du bichromate de potassium pouvant éventuellement y être ajouté.

De ces informations peut être déduite une gamme type des opérations à effectuer dans une ligne de traitement de surface mettant en œuvre un procédé d'Oxydation Anodique Chromique. Cette gamme d'opérations mettra forcément en jeu les types d'opérations suivantes :

- Préparation de surface
- Anodisation
- Traitements consécutifs à l'anodisation

Le schéma suivant présente une gamme type d'Oxydation Anodique Chromique (Figure 33) :

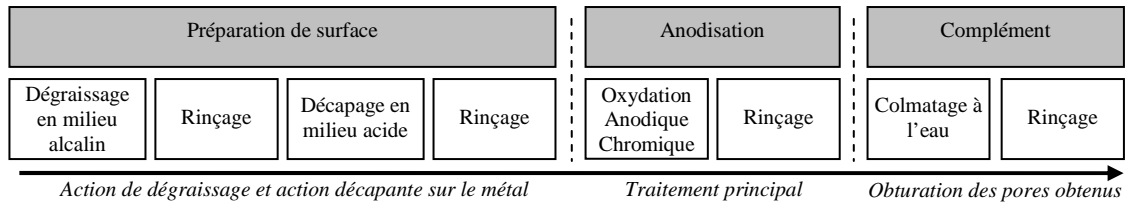


Figure 33 – Gammes types d’anodisation

Le contrôle de la qualité des bains est primordial. En plus de l’acidité du bain, il convient de mesurer d’autres paramètres. Ainsi, les ions chlorures sont à proscrire pour l’ensemble des procédés d’anodisation car ils sont susceptibles de générer des phénomènes de corrosion pendant le traitement lui-même. Les ions sulfates doivent également être contrôlés car leur influence est néfaste sur la durée de vie d’un bain.

Les contrôles sur pièces ont pour but de vérifier la présence effective d’une couche d’oxyde d’aluminium et la conformité de son épaisseur. Ce contrôle peut se faire visuellement par l’observation de la couleur ou par l’intermédiaire d’un ohmmètre.

3.2.2.2 Le procédé OAC et la réglementation environnementale

En ce qui concerne les réglementations spécifiques au secteur des traitements de surface, les procédés d’Oxydation Anodique Chromique et les chaînes d’opérations auxquels ils sont intégrés sont, comme nous l’avons déjà vu, soumis à l’arrêté du 26 septembre 1985.

Nous ne revenons pas sur les dispositions et obligations globales imposées par cette réglementation, mais nous précisons tout de même les points spécifiquement en relation avec l’utilisation de chrome hexavalent²⁵⁷.

Ainsi, si l’entreprise rejette des effluents aqueux après traitement, leurs concentrations en Cr(VI)²⁵⁸ et Cr(III)²⁵⁹, doivent respectivement être inférieures à 0,1 et 3 mg/L, sachant que la dilution des rejets est limitée par la valeur de débit maximale fixée pour ceux-ci à 8 L/m² traité. Enfin, en ce qui concerne les émissions atmosphériques, les valeurs limites de rejets à l’atmosphère (mesurées à la cheminée) sont de 0,1 g/m³ de Cr(VI) et 5 g/m³ de Cr total.

L’utilisation de chrome hexavalent dans un procédé industriel entraîne également des contraintes réglementaires plus générales.

En premier lieu, la prévention des maladies d’origine professionnelle demande que l’exposition des personnes aux polluants présents dans l’air des lieux de travail soit évitée ou réduite aux niveaux les plus faibles possibles. C’est pourquoi l’exposition des travailleurs, et à travers cela

²⁵⁷ Les formes les plus communes du chrome sont celles présentes sous les états d’oxydation +3 et +6, nommés chromes trivalents et hexavalents. Ainsi, même si le chrome peut présenter 8 états d’oxydation [-2, 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6], seules les 3 espèces chimiques les plus fréquemment rencontrées en milieu industriel sont généralement prises en considération : le chrome élémentaire (Cr⁰), les cations trivalent (Cr³⁺) et hexavalent (Cr⁶⁺) [FIM ; GIFAS, 2005].

²⁵⁸ Les composés chromés hexavalents peuvent être notés Cr(VI).

²⁵⁹ Les composés chromés trivalents peuvent être notés Cr(III).

les risques toxiques, sont réglementés par le code du travail qui définit des valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) qui tiennent lieu de niveaux à ne pas dépasser. Ces valeurs peuvent être soit des valeurs limites admises (VL) à caractère incitatif dans le cas général, soit des valeurs limites réglementaires (VR), indicatives (VRI) ou contraignantes pour certains composés (VRC)²⁶⁰.

Deux types de valeurs limites sont utilisés à la fois au niveau européen et au niveau français. Les premières sont des valeurs limites de court terme (VLCT) ou VLE qui sont destinées à protéger des effets des pics d'exposition. Elles se rapportent, sauf indication contraire, à une durée de référence de 15 minutes. Les secondes sont des valeurs limites sur 8 heures, nommées valeur moyenne d'exposition (VME), et destinées à protéger les travailleurs sur des effets à terme. Elles sont mesurées ou estimées sur la durée de travail à un poste (8h).

En France, les valeurs limites d'exposition professionnelle pour le Cr(VI) sont des valeurs limites indicatives :

- La valeur moyenne (VME) est de 0,05 mg/m³.
- La valeur d'exposition à court terme (VLE) est de 0,1 mg/m³.

Ensuite, la classification de l'anhydride chromique²⁶¹, ainsi que celle de la préparation composant le bain (acide chromique à une certaine concentration), ont un impact direct sur la possible classification SEVESO de l'atelier les mettant en œuvre. En effet, de ces classifications dépendent les rubriques ICPE auxquelles appartiennent le bain et les stocks d'anhydride chromique, et donc les quantités-seuils auxquelles ils sont associés dans l'arrêté du 10 mai 2000. Nous rappelons que si ces seuils sont dépassés, directement ou par l'utilisation de la règle de cumul sur site, l'atelier est assujéti aux dispositions de l'arrêté en question.

Aujourd'hui, l'anhydride chromique est classé « très toxique » et à ce titre, cette substance est prise en compte dans l'arrêté du 10 mai 2000 à travers la rubrique ICPE 1111 (emploi ou stockage de substances et préparations très toxiques).

L'anhydride chromique mélangé à l'eau donne de l'acide chromique associé à diverses espèces du Cr(VI) ($\text{CrO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CrO}_4 + \dots + \dots$). Le bain ainsi constitué est un mélange de réactifs : c'est une préparation contenant des composés du Cr(VI). A ce titre, la classification du bain est soumise aux règles fixées par la directive 99/45/CE²⁶². Deux méthodes sont alors applicables : il est d'une part possible d'utiliser les règles de dilution classiques et il est d'autre part envisageable de se référer à des tests de toxicité réels. Dans le cas où des tests de toxicité

²⁶⁰ Ces définitions sont issues de la directive 94/24/CE du 7 avril 1998 qui définit la notion de valeur limite niveau européen. Au niveau français, les valeurs limites indicatives sont fixées par arrêté en application de l'article R 232-5-5 du code du travail : l'arrêté du 30 juin 2004 modifié par l'arrêté du 9 février 2006 en donne une première liste. Les valeurs limites réglementaires contraignantes ont fait l'objet de décrets en Conseil d'Etat. Des points à contrôler, des méthodes à appliquer et des fréquences de mesurages sont alors définis.

²⁶¹ L'anhydride chromique (CrO_3) est un composé chromé hexavalent, également appelé trioxyde de chrome ou oxyde de chrome VI, qui lorsqu'il est mélangé à l'eau forme l'acide chromique.

²⁶² Directive du Parlement Européen et du Conseil n° 1999/45/CE du 31 mai 1999 relative au rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la classification, à l'emballage et à l'étiquetage des préparations dangereuses.

ont été effectués, la classification selon les résultats obtenus prime sur la règle de dilution. Dans notre cas, la classification des bains d'OAC est déterminée par l'intermédiaire de tests de toxicité réels²⁶³ : ils sont donc classés comme étant « dangereux pour l'environnement » et ils sont donc associés à la rubrique ICPE 1173 (emploi ou stockage de substances et préparations toxiques pour les organismes aquatiques).

Pour plus de précisions, il est conseillé de se reporter au document « *Guide de classement dans la nomenclature des installations classées, FIM, GIFAS, INERIS, SATS, 2005* » [FIM ; GIFAS, 2005].

Pour finir, nous signalons que la réglementation REACH va avoir un impact très significatif sur l'utilisation de Cr(VI) dans les bains de traitement de surface du fait de la classification cancérigène de l'anhydride chromique. Nous reviendrons par la suite, en détail sur ce point (1.4.1.1 – p249).

3.3 Le terrain de recherche : une technologie propre du secteur aéronautique et des traitements de surface

Comme nous l'avons vu dans la partie précédente, l'objectif de notre étude est de confronter une démarche de comptabilité de gestion environnementale faisant appel à différents outils et méthodes, à une situation industrielle. Il convient donc, dans le cadre des activités de l'entreprise au sein de laquelle notre projet de recherche est mené, de déterminer le périmètre sur lequel nous allons déployer notre expérimentation. Ce périmètre devra, pour permettre un traitement des problématiques, être lié à des enjeux environnementaux importants pour lesquels des améliorations, notamment par des activités de prévention des pollutions, sont possibles. Enfin, les activités considérées sur le périmètre devront constituer un enjeu stratégique environnemental majeur pour l'entreprise.

3.3.1 Les chromates dans le secteur aéronautique

Les chromates sont utilisées dans de nombreux procédés industriels et se retrouvent parfois sur l'avion. Il s'agit, compte tenu des caractéristiques de ces substances, d'une préoccupation majeure.

3.3.1.1 Les chromates - généralités

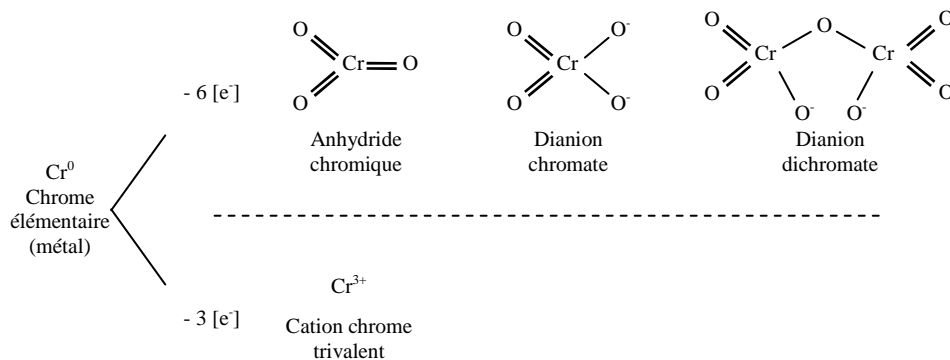
Nous rappelons que les espèces chimiques les plus fréquemment rencontrées en milieu industriel sont le chrome élémentaire (Cr⁰) et les cations trivalent (Cr³⁺) et hexavalent (Cr⁶⁺).

Le chrome trivalent est la forme la plus stable de cet élément de par sa tendance forte à former dans l'eau des complexes à structures hexaédriques ou octaédriques, cinétiquement inertes

²⁶³ Test de toxicité effectué par l'INERIS : Lemazurier, E., Etude de la toxicité aiguë de bains de traitements de surface contenant de l'anhydride chromique administré par inhalation chez le rat, SET - 04-003 - juillet 2004. Le recours à un test effectif permet ici d'éviter d'avoir à utiliser la méthode conventionnelle de calcul de règle de dilution, décrite à l'annexe II de l'arrêté du 9 novembre 2004.

Les composés hexavalents sont des oxoacides²⁶⁴. Ils sont presque toujours liés à des atomes d'oxygène constituant ainsi de forts agents oxydants. Les oxoacides que sont l'acide chromique (H_2CrO_4) et l'acide dichromique ($\text{H}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) ont pour dérivés les chromates (CrO_4^{2-}) et les dichromates ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). L'oxoanion chromate (CrO_4^{2-}) a une structure tétraédrique de même type que celle du sulfate (SO_4^{2-}) dont il conserve quelques caractéristiques géométriques. Sa structure va, par exemple, permettre à l'ion chromate de pénétrer dans une cellule biologique au niveau de sa membrane plasmique par la même voie de transport qu'un sulfate [FIM, GIFAS 2005].

Les structures chimiques des chromates et dichromates sont présentées dans le schéma suivant (Figure 34) :



[FIM, GIFAS 2005]

Figure 34 – Structure chimique des chromates

Dans l'environnement, le chrome VI est présent sous la forme de ses oxoanions ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) et (CrO_4^{2-}).

Enfin, il faut noter que le chrome VI est toxique pour les organismes aquatiques²⁶⁵ et que la substance généralement utilisée dans le milieu industriel (anhydride chromique, CrO_3) est classée comme « substance que l'on sait être cancérigène pour l'homme »²⁶⁶ et comme « substance devant être assimilée à une substance mutagène pour l'homme »²⁶⁶.

3.3.1.2 Les chromates – utilisation dans les procédés industriels

Depuis des décennies, les chromates furent considérés comme les seuls inhibiteurs disponibles permettant d'assurer une protection adéquate contre la corrosion de l'aluminium et de l'acier dans l'industrie aéronautique. Ceci est notamment lié à l'extrême importance que revêt la

²⁶⁴ Un oxoacide est un composé qui contient de l'oxygène, avec au minimum un autre élément, au moins un hydrogène lié à l'oxygène et qui produit aussi une base conjuguée par perte d'ion(s) hydrogène (hydron).

²⁶⁵ De nombreuses études ont testé la toxicité du chrome (VI) sur différents organismes aquatiques : les poissons d'eau douce, les crustacés d'eau douce, les coelentérés d'eau douce, les mollusques d'eau douce, les insectes d'eau douce, les invertébrés d'eau salée, les algues d'eau douce, les algues d'eau salée, les batraciens d'eau douce et les plantes d'eau douce.

²⁶⁶ Classification de l'Union Européenne.

protection contre la corrosion pour des pièces soumises à des conditions extrêmes, telles que des variations climatiques, comme c'est le cas dans l'industrie aéronautique.

Leur performance technique étant unique dans ce domaine, ils sont utilisés dans de nombreuses activités industrielles, lors de la construction d'un avion. Parmi les principales applications mettant en jeu des dérivés de chrome hexavalent, nous notons :

- Les applications de traitement de surface (bains) :
 - Anodisation chromique
 - Décapage
 - Revêtement
- Les applications de peinture et de liaisons :
 - Peintures extérieure et intérieure
 - Liaison primaire
 - Mastics
- Les autres applications
 - Applications électriques et électroniques
 - ...

3.3.1.3 Un projet global : la substitution des chromates

De nombreuses études mettent cependant en avant le fait que les composés chromés hexavalents, parmi lesquels les chromates et leurs dérivés, entraînent des effets nocifs, à la fois pour la santé humaine, et l'environnement ; ces effets dépendant grandement de leurs conditions d'utilisation.

C'est pourquoi, les chromates sont aujourd'hui des substances soumises à de fortes contraintes réglementaires.

Il est à noter que certains secteurs industriels n'ont d'ores et déjà plus le droit d'utiliser ces substances dans leurs applications. Aujourd'hui, les directives RoHS²⁶⁷ et VHU²⁶⁸ restreignent par exemple très fortement les possibilités d'utilisation de chrome hexavalent pour les industries automobiles, électriques et électroniques. Plus précisément, ces textes interdisent la présence de chrome hexavalent, de plomb, de cadmium et de mercure sur les objets mis en vente au grand public dont le cycle de fin de vie n'est pas maîtrisé. Les passivations sur aciers zingués et aluminium y sont d'ores et déjà interdites, puisqu'au cours du traitement il se forme des chromates à base de chrome hexavalent sur les pièces traitées.

Les réglementations environnementales qui engendrent, ou qui sont susceptibles d'engendrer, les contraintes les plus fortes sont la directive dite « Seveso II »²⁶⁹ (transcrite au

²⁶⁷ Directive 2002/95/CE du 27 janvier 2003, relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques.

²⁶⁸ Directive 2000/53/CE, relative aux véhicules hors d'usage.

²⁶⁹ Directive 96/82/CE modifiée par la directive n° 20 03/105/CE du 16 décembre 2003.

niveau français par l'arrêté du 10 mai 2000) et la réglementation REACh²⁷⁰ (Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals).

Une classification d'une substance dangereuse, ou d'une préparation à base de substances dangereuses, devenant plus drastique, peut ainsi faire qu'un atelier de traitement de surface soit assujéti aux dispositions de la directive Seveso II. Ce dernier point est tout particulièrement vrai pour le Cr(VI) : l'anhydride chromique qui était par exemple classé Toxique (T) est depuis 2004 classé très Toxique (T+), du fait d'une Adaptation au Progrès Technique²⁷¹.

Les applications contenant des chromates seront quant à elles très certainement incluses dans la liste des substances soumises à autorisation (annexe XIV) de la réglementation REACh²⁷². A ce titre, il n'est pas possible d'exclure le risque que certaines soient interdites.

Pour les entreprises aéronautiques, la réponse la plus appropriée est de développer une approche proactive en phase avec la politique EHS développée au niveau européen²⁷³. Un projet visant à supprimer les dérivés du chrome dans toutes ses applications a donc été lancé. Cet objectif constitue un challenge très important, d'autant plus que la résistance à la corrosion doit être assurée pour au moins 30 ans, ce qui est la durée de vie minimale d'un avion.

3.3.2 Le cas des traitements de surface

3.3.2.1 La substitution des chromates dans tous les bains de traitement

Différents procédés de traitement de surface utilisent ou utilisaient du Cr(VI) :

- Les bains de décapages sulfochromiques chauds et froids (pour l'aluminium) étaient montés à partir d'acide sulfurique et d'anhydride chromique. Le Cr(VI) a d'ores et déjà été remplacé et les bains de décapage fonctionnent aujourd'hui sans chrome.
- L'électrolyte²⁷⁴ utilisé dans les bains de traitement de l'aluminium par Oxydation Anodique Chromique (OAC) est de l'acide chromique formé à partir de l'anhydride chromique (CrO₃). Le traitement par OAC peut avoir pour objectifs la protection des pièces contre la corrosion ou leur préparation avant collage. Des tests sont aujourd'hui en cours dans l'optique d'un remplacement du Cr(VI) par une autre substance pour l'activité de protection contre la corrosion. Des recherches d'un substitut pour l'activité de préparation avant collage sont également menées.
- Lorsque les pièces d'aluminium traitées contre la corrosion ne sont pas peintes, elles sont colmatées. Le colmatage bichromaté, induisant la présence de Cr(VI) est aujourd'hui remplacé par un colmatage à l'eau.

²⁷⁰ Règlement (CE) n°1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques

²⁷¹ Directive CE 2003/74, 29eme ATP. La classification et l'étiquetage des substances sont modifiés régulièrement par le biais d'Adaptation au Progrès Technique (ATP).

²⁷² http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fr/oj/2006/l_396/l_39620061230fr00010849.pdf

²⁷³ Celle-ci vise notamment à implémenter les solutions les plus innovantes afin d'améliorer la performance environnementale tout au long du cycle de vie du produit.

²⁷⁴ L'électrolyte est la solution composant le bain.

- Enfin certaines pièces subissent un traitement de conversion chimique appelé « chromatisation »²⁷⁵. Ce traitement s'effectue dans un bain contenant des sels de chrome hexavalent (anhydride chromique, chromate ou dichromate de potassium ou de sodium). Là encore des recherches en vue d'une substitution sont en cours.

Le champ des recherches menées dans l'optique d'une suppression de tous les chromates utilisés dans les applications de traitement de surface est donc très large. Les recherches de substituts pour les différentes applications présentent en outre des degrés d'avancement très variables, certains procédés sans chrome étant déjà utilisés, d'autres étant en phase de test alors que pour certaines applications, des substituts potentiels sont encore recherchés.

3.3.2.2 Le cas particulier de l'OAC

Parmi les différents volets de la suppression des chromates dans les applications de traitement de surface, nous nous penchons sur la substitution de l'anhydride chromique utilisé dans les bains d'OAC à des fins de protection contre la corrosion.

Ce procédé nous semble en effet primordial à plusieurs titres.

Tout d'abord, le procédé de traitement par Oxydation Anodique Chromique (OAC) de l'aluminium est l'un des procédés majeurs parmi les activités de traitement de surface mises en œuvre par les entreprises aéronautiques. Des gammes de traitement sont ainsi dimensionnées autour de l'OAC qui est le traitement central conférant à la pièce les propriétés requises. Ces propriétés sont en outre directement liées aux caractéristiques de la couche d'oxyde d'aluminium. Dans ce cadre, certains bains de traitement sont mis en œuvre en amont de l'OAC, constituant des opérations de prétraitement, et d'autres en aval qui sont considérées comme des opérations de complément. Tous ces bains, associés à leur rinçage, forment finalement la gamme d'Oxydation Anodique Chromique et il faut bien garder à l'esprit que les procédés de préparation ou de complément, n'existent que dans l'objectif de garantir l'efficacité et la pérennité du traitement par OAC. Les propriétés qu'ils engendrent pour l'aluminium sont donc moins fondamentales que celles de l'OAC.

Ceci est important lorsqu'on considère les défis techniques liés à la substitution des chromates dans les bains de traitement de surface. La suppression des composés chromés dans les traitements de décapage (sulfochromique) ou de colmatage (bichromaté), qui sont des opérations de prétraitement et de complément, n'ont ainsi pas présenté, ou ne présentent pas, le même niveau de challenge technique que celui consistant à obtenir les propriétés requises en terme de protection contre la corrosion.

Ensuite, la durée du traitement par anodisation étant généralement plus importante que celle des traitements complémentaires, les enjeux environnementaux seront logiquement plus marqués, notamment en terme d'émissions atmosphériques et de consommations d'énergie.

²⁷⁵ Ce traitement permet de former des couches complexes d'oxydes et de sels de chrome sur des revêtements électrolytiques de métaux communs.

Enfin, les propriétés issues du traitement de l'aluminium par OAC et par un éventuel procédé de substitution, doivent être considérées dans une optique élargie, en liaison avec le cycle de vie de la pièce traitée. En effet, une substitution de l'OAC aura par exemple un impact en terme de compatibilité avec la peinture des pièces après traitement. L'accroche de la peinture est en effet intimement liée aux caractéristiques des couches de protection formées par anodisation. Un changement de procédé pourra dès lors avoir un impact sur le type de peinture à utiliser par la suite, ce qui peut également engendrer des modifications en terme de maintenance pour les compagnies aériennes (le décapage des peintures aura-t-il lieu à la même fréquence, avec les mêmes procédures ?).

Tous ces points font que la substitution de l'OAC constitue une étude de cas intéressante dans notre contexte de recherche.

3.3.2.3 Les substituts de l'OAC existants

Différents substituts ont été brevetés pour les deux applications que remplit l'OAC : préparation des pièces d'aluminium avant collage et protection contre la corrosion.

Nous n'avons toutefois pas d'information précise sur leur réelle efficacité technique, même si une revue des brevets déposés nous a permis d'obtenir les informations suivantes, relatives aux substituts développés par l'entreprise Boeing.

	Phosphoric acid Anodizing	Sulfuric-Boric acid Anodizing	Fungus resistant Sulfuric-Boric acid Anodizing
Numéro de brevet (US patent)	4,085,012	4,894,127	6,149,795
Date	18 avril 1978	16 janvier 1990	21 Novembre 2000
Entreprise	Boeing	Boeing	Boeing
Fonction	Préparation de l'aluminium avant collage	Protection contre la corrosion	Protection contre la corrosion
Paramètres de traitement	<u>Concentration massique</u> : 10% d'acide phosphorique <u>Tension d'anodisation</u> : 20 V <u>Temps d'anodisation</u> : 20 minutes <u>Température du bain</u> : 24°C	<u>Concentration massique</u> : 5 % d'acide sulfurique & 1% d'acide borique <u>Tension d'anodisation</u> : 15 V <u>Densité de courant</u> : 14 A/m ² <u>Température du bain</u> : 24°C	<u>Concentration massique</u> : 5 % d'acide sulfurique & 1% d'acide borique & 1 ppm d'acide benzoïque <u>Tension d'anodisation</u> : 15 V <u>Densité de courant</u> : 14 A/m ² <u>Température du bain</u> : 24°C

Tableau 26 – les substituts déjà développés (OAC)

L'évolution apportée au procédé d'Oxydation Anodique Sulfurique-Borique semble traduire des problèmes de vieillissement des bains (champignon, mycète).

3.3.3 Caractérisation du terrain de recherche

Nous cherchons finalement dans cette partie à caractériser le périmètre sur lequel nous avons choisi de mener notre expérimentation.

Notre étude de cas est donc rattachée au projet de substitution du procédé d'Oxydation Anodique Chromique utilisé pour la protection de l'aluminium contre la corrosion.

3.3.3.1 Une activité clé des enjeux environnementaux

Comme toute activité de traitement de surface, l'exploitation d'une ligne d'OAC constitue un aspect environnemental significatif, identifié comme tel par le Système de Management de l'Environnement déployé dans l'entreprise. A ce titre, les impacts environnementaux qui doivent tout particulièrement être suivis sont les consommations en matières premières, en énergie et en eau ; les émissions et pollutions (effluents) générées ; la production de déchets et l'utilisation de produits chimiques dangereux.

Il conviendra donc de prendre en compte tous ces impacts environnementaux dans le cadre de notre étude.

Parmi ceux-ci, l'utilisation de produits chimiques dangereux est le point central du projet de substitution de l'anhydride chromique utilisé dans l'OAC. En effet, même si comme nous allons le voir par la suite (Figure 35 – p182), l'un des éléments déclencheurs du projet est la pression réglementaire, cette dernière est engendrée par la dangerosité intrinsèque de la substance. Les implications de l'utilisation des substances chimiques, notamment en terme de risque, feront donc l'objet d'une attention particulière.

3.3.3.2 Une technologie propre

Nous cherchons ici, à déterminer si la mise en place d'un nouveau procédé d'anodisation sans chrome hexavalent, peut de manière effective être considérée comme un recours à une « *technologie propre* ».

Comme nous l'avons déjà signalé (2.1.2.3 – p44), nous considérons qu'une technologie propre est une technologie qui peut être considérée comme une activité de « *prévention des pollutions* ». Or, nous avons également vu lors de nos réflexions, que la définition restrictive d'activité de prévention des pollutions ne comprend que la réduction à la source et le recyclage intégré au procédé (Figure 5 – p45). La substitution d'une substance chimique ne constituant en aucun cas une activité de recyclage, nous pouvons affirmer que celle-ci ne sera considérée comme une technologie propre que si elle engendre une réduction à la source.

Nous rappelons donc la définition que nous avons retenue pour la réduction à la source :

Ainsi, sera qualifiée de « *réduction à la source* », toute pratique qui « *réduit la quantité de substances dangereuses ou polluantes, contenues dans les flux de déchets ou relâchées dans l'environnement, sous n'importe quelles formes, avant recyclage, traitement ou émission* » ou qui « *réduit le danger, pour la société et l'environnement, associé au rejet de certaines substances, polluants ou contaminants* »

Cette définition permet d'affirmer que la substitution du chrome VI utilisé dans les procédés d'anodisation, qui engendre effectivement une réduction de la dangerosité du procédé, constitue une technologie propre. Il sera en revanche nécessaire, pour valider totalement cette

affirmation, de vérifier que les autres impacts environnementaux du procédé (consommations, déchets, etc.) ne sont pas détériorés.

3.3.3.3 L'analyse de la prise de décision

Pour finaliser la caractérisation de notre terrain de recherche « resserré », nous nous penchons sur la manière dont la décision de la substitution des chromates a été prise.

L'un des premiers points à noter est le caractère stratégique associé à ce projet. La décision finale fut, vu l'étendue du projet, évidemment prise au niveau le plus élevé de direction, mais ne fut cependant pas soumise à une analyse financière classique. Les enjeux sous-jacents ont donc été considérés comme suffisamment forts, en terme de risques et d'opportunités, pour franchir les barrières de la prise de décision sans que la rentabilité ne soit effectivement prouvée. Ce type de choix peut être rapproché de ceux effectués dans le cas où les investissements considérés sont obligatoires d'un point de vue réglementaire. Cela est par exemple le cas, lorsque des réglementations environnementales imposent qu'une action soit réalisée pour que l'activité principale puisse être poursuivie. Cependant, il est notable que dans notre cas, l'investissement n'est pas obligatoire, mais s'inscrit plus dans une démarche d'anticipation des réglementations.

Nous avons pu, dans le cadre de notre étude, déterminer quels sont les différents objectifs recherchés par l'entreprise. L'intégration dans le milieu industriel ainsi que la consultation de divers documents de management (notamment liés au lancement du projet) et d'acteurs participant au projet, nous a permis d'établir une liste d'objectifs prioritaires. Celle-ci fut ensuite validée par le responsable-environnement intégré au projet. Le classement de ces objectifs est présenté dans le schéma suivant (Figure 35).

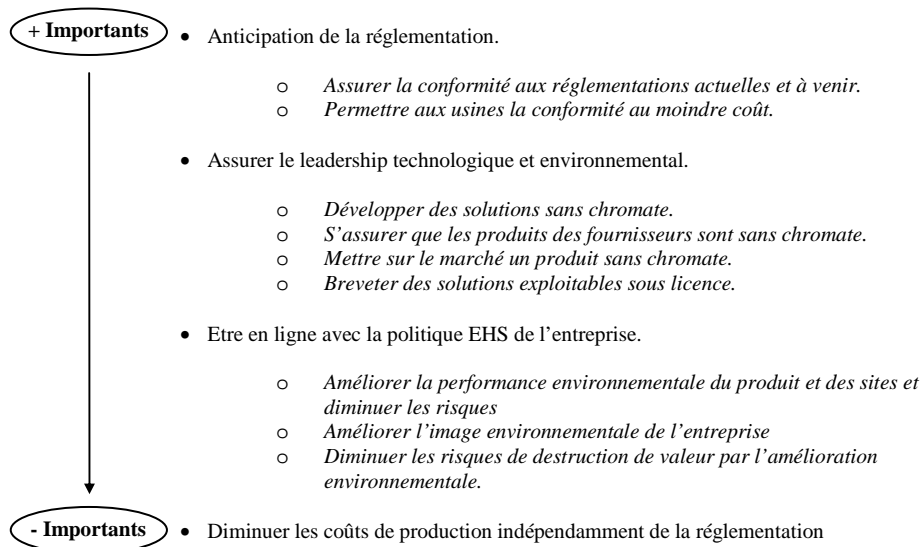


Figure 35 – Objectifs principaux de la substitution des chromates

Nous sommes donc dans le cas d'une décision environnementale dont l'objectif principal est l'anticipation de la réglementation. La notion d'anticipation est ici fondamentale, d'autant plus que l'entreprise ne possède aucune certitude quant à l'évolution qui aura effectivement lieu.

CHAPITRE 2

Des avantages sont donc attendus du fait de ce choix d'anticipation et ceux-ci s'inscrivent certainement dans une perspective de long terme. Or, lors de la prise de décision, ils n'ont pas été appréhendés par le biais d'une analyse financière classique. A travers notre démarche, nous cherchons notamment à voir s'il est possible d'intégrer ces paramètres sous une forme monétaire pour la prise de décision.

Partie 4 - La démarche de recherche

Dans cette partie, nous nous attachons à présenter la démarche de recherche qui doit nous permettre de répondre aux hypothèses formulées (2.3.2.2 – p154). La méthodologie appliquée, le modèle de recherche choisi, son test par expérimentation et le protocole de réponse aux hypothèses de recherche constituent ce que nous nommons ici « *démarche de recherche* ».

4.1 Méthodologie de recherche

4.1.1.1 La méthodologie

Notre méthodologie de recherche est de type « *recherche-intervention* »²⁷⁶. Cette approche est basée sur une implication du chercheur sur le terrain, par une prise directe et une interaction permanente avec celui-ci. Plus que l'observation et l'analyse d'un sujet bien précis, par l'intermédiaire d'une étude, nous cherchons également à travers cette démarche, à faire émerger des pistes possibles d'action permettant, par exemple, d'apporter des solutions aux problèmes observés.

Notre expérimentation constitue, quant à elle, une étude de cas. Il faut donc garder à l'esprit que les résultats seront représentatifs d'une situation bien particulière dont la reproductibilité et l'extrapolation ne sont pas garanties.

4.1.1.2 L'étude de cas : une ligne de traitement de surface et la substitution du procédé OAC

Comme nous l'avons vu (3.2 – p164), nous avons choisi dans nos travaux, de nous rattacher au projet de substitution du procédé d'Oxydation Anodique Chromique utilisé pour le traitement anticorrosion de l'aluminium.

Nous précisons que la substitution de ce procédé, en plus des travaux de recherche et de développement menés en laboratoire, nécessitent la mise en œuvre sur des sites pilotes de lignes-tests intégrant le nouveau procédé. Notre démarche fut menée sur le premier de ces sites pilotes.

Nous précisons que le nouveau procédé que nous présentons plus précisément par la suite (1.1 – p204), est également un traitement de l'aluminium par anodisation. L'électrolyte composant le bain est cependant différent, ce qui implique nécessairement des modifications dans les paramètres de fonctionnement : concentration du bain, température du bain, paramètres d'anodisation (densité de courant et tension), temps de cycle, etc. Enfin, nous signalons que l'implantation du procédé pilote sur le site considéré a eu lieu en Août 2006.

²⁷⁶ Moisdon, J.C., Recherche et intervention, Revue Française de Gestion, pp 61-73, 1984.

Le périmètre sur lequel nous déployons notre expérimentation, est la ligne de traitement de surface de l'usine de Saint-Nazaire qui intègre les procédés de protection contre la corrosion de l'aluminium.

Notre étude de cas consistera en premier lieu, à observer la ligne de traitement de surface qui intègre le procédé OAC, indépendamment du projet de substitution. En effet, nous avons choisi de tester notre modèle de recherche, sur la situation initiale. Nous cherchons par cette méthode, à identifier les informations que nous pouvons obtenir en analysant la situation par l'intermédiaire de notre modèle de recherche (comptabilité environnementale théorique et outils associés) : ce dernier permet-il d'identifier les risques et opportunités de la gestion de l'environnement ? Il est d'ailleurs grandement souhaitable, que la substitution du procédé OAC soit identifiée comme un facteur stratégique.

Nous observerons par la suite, l'exploitabilité des résultats issus du déploiement du modèle de recherche sur la ligne de traitement de surface. Nous chercherons alors à déterminer s'il est effectivement possible de mettre en avant, grâce à l'analyse, les voies d'amélioration des performances environnementale et économique et de les quantifier.

Enfin, nous nous pencherons plus précisément sur la substitution du procédé OAC, à travers la réalisation d'une analyse financière d'investissement. Nous y intégrerons, d'une part, les paramètres obtenus par le déploiement de notre modèle de recherche sur la situation initiale, et d'autre part, ceux obtenus par le test du modèle de recherche sur le nouveau procédé d'anodisation sans chrome VI. La validation du calcul de rentabilité effectué pourra alors faire appel à des paramètres vérifiés sur la ligne pilote. Nous nous interrogerons également sur la pertinence et l'exploitabilité des paramètres intégrés dans l'analyse. Dans cette partie de l'expérimentation, les risques liés à la situation-référence seront notamment confrontés aux opportunités que permet la technologie propre. Nous précisons que cette analyse d'investissement, réalisée ex-post, c'est-à-dire alors que la décision a déjà été prise, sera observée rétroactivement sous l'optique d'une aide à la décision ex-ante.

Finalement, à partir des résultats de cette étude de cas, nous chercherons à formuler une recommandation présentant les paramètres et données à suivre dans une comptabilité environnementale dimensionnée pour l'orientation de la gestion environnementale vers la création de valeur. Les moyens d'obtention, de suivi et d'organisation de ces données seront également décrits.

4.1.1.3 Le champ du modèle de recherche

Nous avons, dans le premier chapitre de ce document, précisément décrit les relations qui existent entre la gestion environnementale et la performance économique d'une entreprise. Nous avons par la suite noté que la connaissance et l'analyse de ces relations, doivent permettre d'identifier et d'estimer les facteurs stratégiques liés à la gestion de l'environnement, pour finalement orienter cette dernière vers la création de valeur. Notre problématique de recherche est, pour rappel, directement issue de ces remarques, puisqu'elle consiste à savoir si

en pratique, la mise en œuvre d'une comptabilité environnementale faisant appel à des outils spécifiques, permet cette orientation de la gestion environnementale vers la création de valeur.

Notre modèle de recherche doit intégrer les relations entre performance environnementale et performance économique. Celles-ci sont directement issues des réflexions menées dans notre recherche bibliographique, où nous avons considéré les divers effets que peuvent avoir les activités et actions environnementales d'une entreprise sur sa performance économique. Nous représentons schématiquement ces interactions (Figure 36).

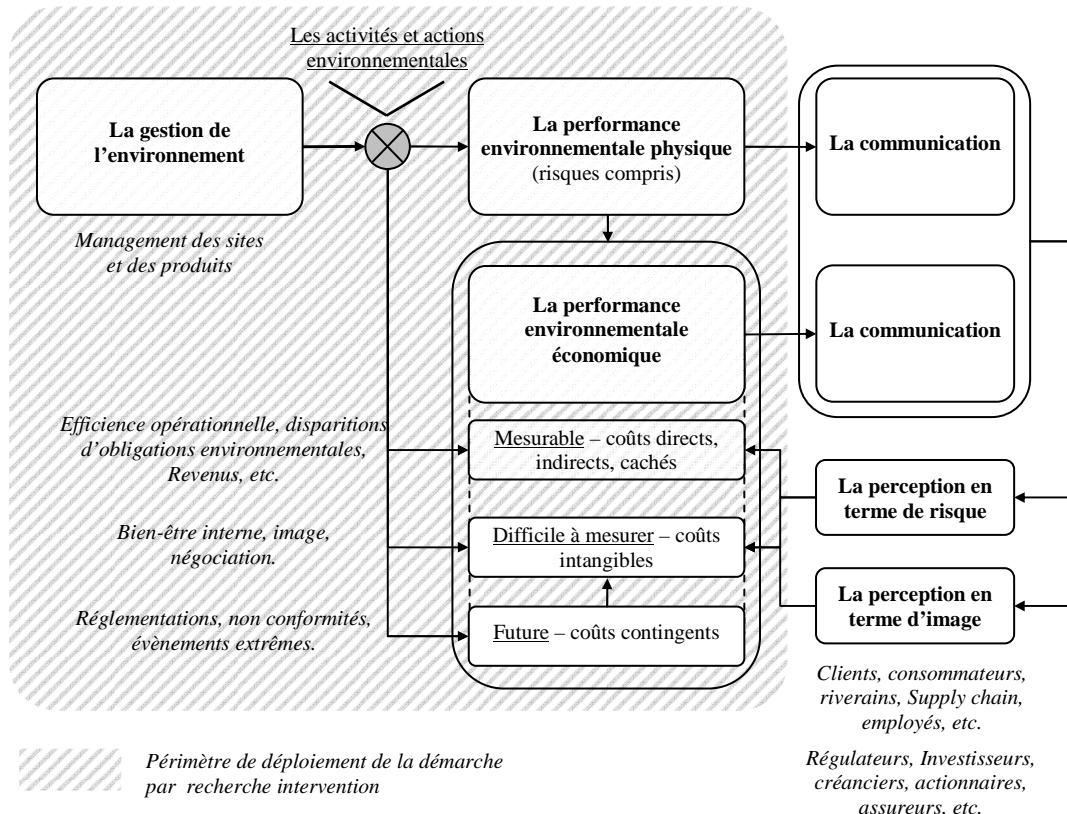


Figure 36 – Les interactions entre environnement et économie, intégrées au modèle de recherche

Nous allons dans notre expérimentation, déployer sur un périmètre précis, une démarche de comptabilité environnementale, permettant de suivre ces informations (relations entre performances environnementale et économique) qui ne sont aujourd'hui pas nécessairement accessibles. Ceci, nécessitera l'utilisation d'outils ou de méthodes plus spécifiques permettant l'observation et l'exploitation des données sous différents angles.

Notre modèle de recherche intègre donc :

- Une comptabilité environnementale qui classe les coûts environnementaux en catégories pertinentes exploitables.
- Des outils permettant d'alimenter les catégories de coûts définies dans la comptabilité environnementale.

Nous rappelons, qu'au regard de la performance environnementale globale, le champ ici considéré est relativement réduit (Figure 17 – p107).

4.2 Le modèle de recherche

Nous construisons notre modèle de recherche, afin que ce dernier permette de remplir les objectifs des différentes phases de notre expérimentation.

4.2.1 L'analyse de la situation existante

Notre modèle de recherche doit, en premier lieu, permettre l'analyse de l'existant. Comme le schéma des interactions entre environnement et économie le présente (Figure 36 – p186), différents points sont à prendre en compte.

4.2.1.1 Les enjeux stratégiques sans évolution contextuelle

L'analyse de la situation existante doit, tout d'abord, permettre d'identifier et d'estimer les enjeux stratégiques de la gestion environnementale, indépendamment des évolutions contextuelles futures. Nous précisons que par « *indépendamment des évolutions contextuelles futures* », nous entendons « *sous les mêmes conditions d'exploitation* », c'est-à-dire sans que des évolutions des réglementations ou des marchés ne viennent bouleverser la structure de coût.

Nous considérons que ces enjeux stratégiques sont les facteurs-clés qui lient aujourd'hui la performance environnementale et la performance économique des activités observées.

Dans notre cas, nous cherchons donc à connaître précisément les coûts environnementaux de la ligne de traitement de surface, ce qui nécessite une définition claire de la notion de « coût environnemental », mais également d'effectuer une analyse des interactions entre le niveau production et ces derniers. Enfin, les paramètres influençant conjointement la performance environnementale et la performance économique devront être étudiés et quantifiés.

Nous choisissons pour remplir ces objectifs de mettre en œuvre les outils MFCA (Material Flow Costs Accounting – Comptabilité des flux de matières) et ABC (Activity Based Costing – Méthode d'estimation des coûts basée sur l'activité) conjointement à l'approche EMA (Environmental Management Accounting – Comptabilité de Gestion environnementale). Nous avons déjà présenté cette combinaison d'outils (1.4.3.2 – p136), dont les rôles sont les suivants :

- La méthode EMA constitue la structure des coûts que nous allons estimer.
- La méthode MFCA doit aider à l'estimation des catégories de coûts définies dans la structure EMA.

- La méthode ABC doit permettre, sur la base des données fournies par les deux précédentes méthodes, une observation des coûts environnementaux selon les activités en étant à l'origine.

Nous choisissons donc de suivre les catégories de coûts environnementaux qui sont définies dans l'approche EMA (Tableau 17 – p125). Pour rappel, l'un des points-clés de cette méthode, est de distinguer les matières qui sont effectivement intégrées dans le produit final, de celles sortant du périmètre de l'organisation sous la forme d'un rejet ou d'un déchet (valorisé ou non). Tous les coûts, induits par ces émissions, effluents et déchets, sont alors estimés, qu'ils soient relatifs à leur contrôle, à leur manutention, à leur stockage ou à leur traitement.

Nous estimerons ces coûts par l'intermédiaire d'une modélisation de la ligne de traitement de surface, basée sur une comptabilité des flux de matières (MFCA). L'établissement d'un diagramme des flux sera alors primordial.

Nous nous attacherons dans notre étude à considérer les flux physiques comme des inducteurs de coûts, ce qui permettra une modélisation précise de l'influence du niveau de production sur tous les coûts environnementaux. Enfin, l'analyse des données en fonction des activités en étant réellement à l'origine (ABC), permettra d'identifier les paramètres-clés liant performances environnementale et économique sur le périmètre observé.

4.2.1.2 L'élargissement de la mesure de la performance environnementale

L'anticipation de l'objectif final de notre étude de cas, qui est de comparer une alternative technologique à une situation-référence, nous laisse penser que la mesure de la performance environnementale doit être élargie afin d'obtenir la vision la plus large possible des impacts environnementaux liés à l'activité étudiée.

L'outil clairement désigné pour cela est l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) (1.4.1.2 – p129). Les objectifs sont d'une part, de fournir une analyse élargie d'un point de vue environnemental du procédé d'Oxydation Anodique Chromique et, d'autre part, de mieux percevoir le poids environnemental de la phase d'anodisation sur son cycle de vie. L'analyse sera donc effectuée relativement à l'anodisation d'une surface d'aluminium donnée. Nous verrons que le cycle de vie étudié se rapportera finalement à celui de la substance chimique constituant l'électrolyte dans le bain.

4.2.1.3 L'intégration des coûts contingents liés aux risques intrinsèques

Nous considérons dans cette partie les impacts économiques que peuvent avoir les facteurs de risques de la gestion environnementale.

Nous souhaitons élargir les coûts qui sont intégrés dans l'analyse de la situation-référence. Pour cela, nous utilisons la structure des coûts définie dans la méthode TCA (Total Cost Assessment). Parmi les catégories de coûts proposées (Tableau 20 – p132), les types I et II (coûts

directs et coûts indirects) auront déjà été estimés (grâce à l'approche EMA combinée aux outils MFCA et ABC) et nous nous proposons ici d'estimer une partie des coûts dits « de type III » (coûts contingents).

L'objectif est alors, non seulement de caractériser les risques, mais surtout de traduire leurs influences en termes monétaires. La caractérisation des risques nécessite la mise en oeuvre d'une Analyse des Risques Environnementaux (ERA : Environmental Risk Assessment) (1.4.1.1 – p127). Nous notons que notre analyse des risques est basée sur celle présentée dans la démarche CTSA (Cleaner Technologies Substitute Assessment), cette dernière étant spécifiquement dimensionnée pour l'estimation des risques liés à des activités mettant en jeu des substances chimiques. Nous signalons d'ailleurs, que dans cette partie, risques sanitaires et environnementaux sont considérés conjointement, puisqu'ils sont difficilement dissociables lorsqu'on considère un composé dangereux.

Nous proposons donc de mettre en oeuvre la méthodologie de caractérisation des risques environnementaux et sanitaires (ERA) décrite dans la méthode CTSA afin d'estimer une partie des coûts contingents de la méthode TCA. Nous signalons que deux volets, mettant en oeuvre différents outils sont à distinguer :

- L'analyse des risques accidentels, qui fera appel à des méthodes d'analyse de risques classiques, que nous décrirons lors de leurs mises en oeuvre (1.3.1 – p240).
- L'analyse des risques chroniques qui nécessitera la réalisation d'une analyse d'exposition (Error! Reference source not found. – pError! Bookmark not defined.).

Ces deux types de risques seront, dans notre étude de cas, quantifiés à travers l'estimation des probabilités d'occurrence d'évènements identifiés et de leurs conséquences. Ces dernières seront finalement traduites en termes monétaires par l'évaluation des impacts économiques supportés par l'entreprise. Cette approche peut être qualifiée de probabiliste²⁷⁷.

4.2.1.4 L'intégration des coûts contingents liés aux évolutions contextuelles

Les enjeux stratégiques considérés dans cette partie sont les impacts économiques que peuvent avoir les possibles évolutions contextuelles. Nous poursuivons donc ici, l'intégration des facteurs de risques de la gestion environnementale dans notre analyse.

L'objectif de cette partie de l'étude est de compléter l'analyse des coûts contingents de type III définis dans la structure des coûts de la méthode TCA (Total Cost Assessment).

²⁷⁷ L'approche probabiliste utilise, comme son nom l'indique, la notion de probabilité : la probabilité d'occurrence d'un scénario ainsi que celle liée à la survenue des conséquences redoutées sont estimées. Les décisions liées à la gestion des risques sont alors évaluées en fonction de la multiplication de la probabilité avec l'estimation faite des conséquences.

L'approche déterministe se focalise, quant à elle, sur l'acceptabilité du risque, afin par exemple de mettre en oeuvre pour les populations, des systèmes de sauvegarde indépendamment des probabilités d'occurrence des évènements et ainsi de parer à toute éventualité même improbable. Des accidents « enveloppes » majorant du point de vue de leurs conséquences sont alors définis (Source : <http://www.ineris.fr>).

Une nouvelle fois, nous nous basons sur la structure proposée dans la démarche CTSA (Cleaner Technologies Substitute Assessment) qui préconise de caractériser les risques réglementaires et de marché.

Nous nous inscrivons une nouvelle fois dans une approche probabiliste²⁷⁷ et nous ferons appel, lors de l'expérimentation, à différents outils, parmi lesquels nous citons :

- Les analyses de scénarios, les arbres des évènements et les arbres des défaillances pour la caractérisation des risques réglementaires.
- Les analyses de scénarios pour les risques de marché.

4.2.1.5 L'intégration des coûts intangibles liés à l'occurrence d'évènements identifiés

Nous souhaitons ici intégrer les impacts économiques que certains paramètres potentiellement négligés peuvent avoir.

Ce sont ici les coûts de type IV (coûts intangibles) définis dans la structure des coûts de la méthode TCA (Total Cost Assessment), qui sont considérés. Nous rappelons que les coûts intangibles peuvent être constitués de paramètres très différents tels : le bien-être des employés ou les relations entretenues avec le régulateur.

Plutôt que d'essayer de quantifier le niveau de ces coûts pour une situation particulière, nous choisissons de les estimer en liaison avec l'occurrence d'évènements qui modifient la situation initiale. Nous lions donc très clairement ces coûts, dit « intangibles », avec les évènements identifiés lors de l'estimation des « coûts contingents ». Nous complétons donc ici l'intégration des facteurs de risques de la gestion environnementale.

Nous nous baserons, pour l'estimation de ces différents coûts, sur la partie de notre revue bibliographique dédiée à la quantification de l'influence de la performance environnementale sur les différentes parties prenantes (3.5.2 – p96) et ferons appel à des techniques recommandées pour l'estimation de coûts des obligations environnementales (techniques actuarielles²⁷⁸, jugement professionnel²⁷⁹, etc.) [US EPA, 1996a].

4.2.2 L'analyse des enjeux stratégiques et des voies d'amélioration

Une fois l'analyse de la situation existante effectuée par l'intermédiaire de notre modèle de recherche (4.2 – p187), nous nous pencherons sur l'exploitabilité des résultats obtenus. Plus précisément, nous considérerons l'identification et l'estimation des enjeux stratégiques et des voies d'amélioration.

²⁷⁸ Ces techniques impliquent l'analyse statistique de données historiques sur les coûts et/ou l'occurrence de responsabilités, d'évènements (ex : accidents) ou de conséquences (ex : implication néfaste pour la santé) environnementales qui peuvent mener à des obligations.

²⁷⁹ Cette approche inclut les opinions de différents acteurs tels que des ingénieurs, des scientifiques, des juristes, des spécialistes de l'environnement et d'autres professionnels.

4.2.2.1 L'analyse des enjeux stratégiques

Dans cette partie, nous examinerons précisément comment les données obtenues par déploiement des divers outils choisis pourront être exploitées. Pour l'activité considérée ici, qui est le traitement de l'aluminium par anodisation, nous étudierons les facteurs qui influencent la performance environnementale et les facteurs qui influencent la performance économique ; puis, nous chercherons à connaître et à quantifier les relations qui existent entre les deux performances, aujourd'hui et dans le futur.

L'une des réflexions que nous mènerons sera relative aux ressources nécessaires à l'identification et à l'estimation des enjeux stratégiques. En effet, le déploiement de notre modèle de recherche nécessitera très certainement le recours à certains autres systèmes que celui de la comptabilité environnementale afin d'alimenter notre étude en données. La capacité de notre modèle à identifier et à estimer les enjeux stratégiques sera alors directement liée à la qualité et à la disponibilité des ressources auxquelles il fait appel.

Enfin, nous tenterons, d'établir un cadre permettant de comparer les facteurs identifiés comme stratégiques en terme de performances économique et environnementale. Celui-ci pourra par exemple prendre la forme d'indicateurs.

4.2.2.2 Identifier et estimer les voies d'amélioration

En liaison directe avec la partie précédente, nous étudierons si l'exploitation des résultats obtenus par le test de notre modèle de recherche sur la situation existante, permet d'identifier et d'estimer les voies d'amélioration. Ces voies d'améliorations doivent constituer des situations que nous avons qualifiées de « *win-win* » (3.4.1.1 – p81), dans lesquelles les performances environnementale et économique sont augmentées conjointement. Ce sont donc les opportunités qu'offre la gestion environnementale, qui sont ici prises en compte.

Nous conjecturons, que l'analyse des enjeux stratégiques permettra de mettre en avant, c'est à dire d'identifier, des actions permettant cette double amélioration. Une nouvelle fois, nous nous interrogerons sur les ressources mobilisées dans cet objectif.

Enfin, nous observerons quelles sont les estimations que notre étude permet d'obtenir sans que de nouvelles données soit recueillies. Nous tenterons pour finir d'établir un cadre de gestion et d'analyse des informations obtenues.

4.2.3 L'analyse d'investissement

Nous finalisons notre modèle de recherche en dimensionnant une procédure d'analyse d'investissement, que nous allons appliquer à la substitution du procédé d'Oxydation Anodique Chromique.

4.2.3.1 L'étude de l'alternative

La première étape consistera à établir quelles sont les différences induites par le nouveau procédé sur les différents types de coûts estimés par le déploiement de notre modèle de recherche sur la situation initiale (4.2.1 – p187).

Nous précisons que dans notre modèle, nous considérons que le nouveau procédé garantit un niveau de performance équivalent à celui de l'OAC en terme de propriétés conférées à l'aluminium traité.».

Il faut cependant garder à l'esprit que nous avons établi dans notre bibliographie que l'un des points pouvant garantir l'existence de situations « *win-win* » est la « disponibilité de technologies non utilisées, plus efficaces ». Ce point pourra donc expliquer certaines difficultés de rentabilisation de l'investissement ici considéré.

Nous précisons également, que les spécificités du secteur aéronautique, dans lequel nous menons notre recherche, renforcent certaines « *barrières à l'investissement dans les technologies propres* ». En effet, comme nous l'avons établi dans notre bibliographie, l'un des paramètres-clés pouvant remettre en cause ce type d'investissement est directement lié aux enjeux techniques (Tableau 7 – p85). Dans notre cas, il est bien évident, que ces enjeux techniques seront d'autant plus importants, que tout procédé directement lié à la fabrication d'un avion doit satisfaire des contraintes extrêmement élevées en termes de performance et de sécurité. En plus de cela, la mise en oeuvre d'une nouvelle technologie nécessitera le déploiement d'une procédure de qualification généralement très lourde, générant des coûts très élevés et pouvant affecter la rentabilité de l'investissement.

Dans notre étude, nous estimerons les coûts de recherche et de développement et de qualification supportés globalement pour le procédé de substitution. Ces coûts seront réaffectés à l'usine considérée dans notre étude de cas et ajoutés à l'investissement nécessaire à l'implantation du bain sur le site.

Ce sont finalement ces coûts que nous comparerons aux économies générées par la substitution de l'OAC, dans notre analyse financière.

Nous précisons, sans pour autant détailler précisément la démarche, que nous estimerons les économies induites, en intégrant dans notre modèle construit pour l'analyse de l'existant, les différences entre la nouvelle technologie et le procédé référence. Le delta obtenu sur les coûts, en sortie du modèle, constituera l'économie globale. Cette dernière sera représentative de l'amélioration économique permise par la saisie des opportunités créées par la nouvelle technologie en comparaison de la précédente.

Ces économies peuvent, par exemple, être des diminutions de coûts d'exploitation obtenus du fait des réductions d'impacts environnementaux, ou des réductions de coûts (contingents) par la suppression de risques. Dans ces derniers cas, l'opportunité que représente le nouveau procédé sans chrome VI est considérée relativement aux risques intrinsèques du procédé OAC.

Certains paramètres non pris en compte dans l'analyse de l'OAC devront sans doute faire l'objet d'analyses spécifiques. Ce sera le cas, pour les opportunités, induites par le développement d'un nouveau procédé, qui ne sont pas directement liées à la situation référence (OAC). La possibilité de vendre la licence d'exploitation d'une nouvelle technologie brevetée en est un exemple.

4.2.3.2 L'analyse financière

L'analyse de la situation-référence, complétée par celle de l'alternative, aura normalement permis de fournir le socle de données nécessaire à l'analyse financière élargie de l'investissement.

Toutes ces données permettront alors d'utiliser l'outil TCA pour l'analyse de l'investissement.

Nous intégrerons, en premier lieu, les différences économiques obtenues entre l'OAC et son procédé de substitution, dans un calcul d'investissement classique (2.4.1.2 – p54). Dans cette analyse, les résultats seront directement intégrés sous leur forme d'obtention. Certaines données seront donc issues de la multiplication des probabilités d'occurrence d'évènements et de leurs conséquences économiques. Ceci constituera ce que nous appellerons l'approche TCA par la moyenne²⁸⁰, puisque le calcul doit traduire l'impact moyen attendu de l'investissement.

Cependant, nous conjecturons que les incertitudes afférentes à notre analyse seront élevées, et joueront un rôle extrêmement important dans l'analyse de l'investissement. Ceci semble d'autant plus vrai que nous avons déjà identifié dans l'analyse bibliographique, ce paramètre comme pouvant constituer une barrière à l'investissement dans un procédé de prévention des pollutions (Tableau 7 – p85).

Nous effectuerons donc une seconde analyse de l'investissement qui combinera une approche TCA et une simulation de Monte-Carlo (1.4.3.2 – p136). Cela nécessitera une refonte des données utilisées, notamment par la définition de densité de probabilité pour certains paramètres.

4.2.4 La formalisation de notre modèle de recherche final

4.2.4.1 Revue des outils et objectifs

Comme nous l'avons vu, les objectifs initiaux de notre modèle de recherche sont :

- Réaliser une analyse de la situation référence permettant d'identifier et d'estimer les enjeux stratégiques liés à la gestion environnementale.
- Mettre en avant et faciliter l'étude des opportunités d'amélioration.

²⁸⁰ La moyenne (ou l'espérance) est, comme nous l'avons déjà vu (Figure 28 – p139), la valeur qui présente l'erreur la plus faible entre tout scénario et la réalité, ce qui est effectivement intéressant dans le cadre d'une prise de décision.

- Permettre l'analyse financière d'investissement de ces opportunités d'amélioration.

Par la suite, le test de notre modèle devra conduire au dimensionnement d'un système, prenant la forme d'une comptabilité environnementale étendue, permettant de remplir ces objectifs efficacement sur un périmètre élargi.

Les méthodes et outils que nous utilisons dans notre modèle de recherche servent à estimer et à analyser différents types de coûts environnementaux (Tableau 17 – p 125 & Tableau 20 – p132). Ils sont variés et relativement nombreux. Pour l'analyse de l'existant ceux-ci sont :

- L'approche EMA (Environmental Management Accounting) combinée aux outils MFCA (Material Flow Cost Accounting) et ABC (Activity Based Costing), pour l'analyse des relations directes entre performances économique et environnementale.
- L'outil ERA (Environmental Risks Assessment), en liaison avec l'approche CTSA (Cleaner Substitute Technologies Assessment), pour l'estimation d'une partie des coûts contingents de la méthode TCA (Total Cost Assessment).
- Des outils généraux d'analyse de scénarios, en liaison avec l'approche CTSA, pour compléter l'estimation des coûts contingents de la méthode TCA.
- L'utilisation de méthodes d'estimation d'obligations environnementales pour évaluer les coûts intangibles de la méthode TCA.

Il reste que le déploiement de ces outils pour l'analyse de l'existant devra également nous permettre d'identifier et d'estimer les voies d'amélioration. De la même manière, l'analyse de l'alternative, pour l'estimation de la rentabilité de l'investissement, sera basée sur les mêmes outils.

L'analyse financière fera alors appel aux démarches suivantes :

- L'approche TCA pour la définition des catégories de coûts considérées.
- La méthode de simulation de Monte-Carlo pour une analyse plus adéquate.

Nous observons que globalement, seules deux grandes méthodes vont être utilisées dans notre étude : l'approche EMA pour répertorier et suivre les coûts environnementaux et l'approche TCA pour estimer et suivre des coûts généralement négligés dans les analyses. Cette dernière sera également utilisée, en liaison avec la méthode de simulation de Monte-Carlo, pour l'analyse de l'investissement. Tous les autres outils cités, serviront à leur alimentation en données.

4.2.4.2 Schématisation

Nous présentons finalement d'une manière schématique notre modèle de recherche, en y intégrant les outils et méthode utilisés et les paramètres évalués (Figure 37 & Figure 38).

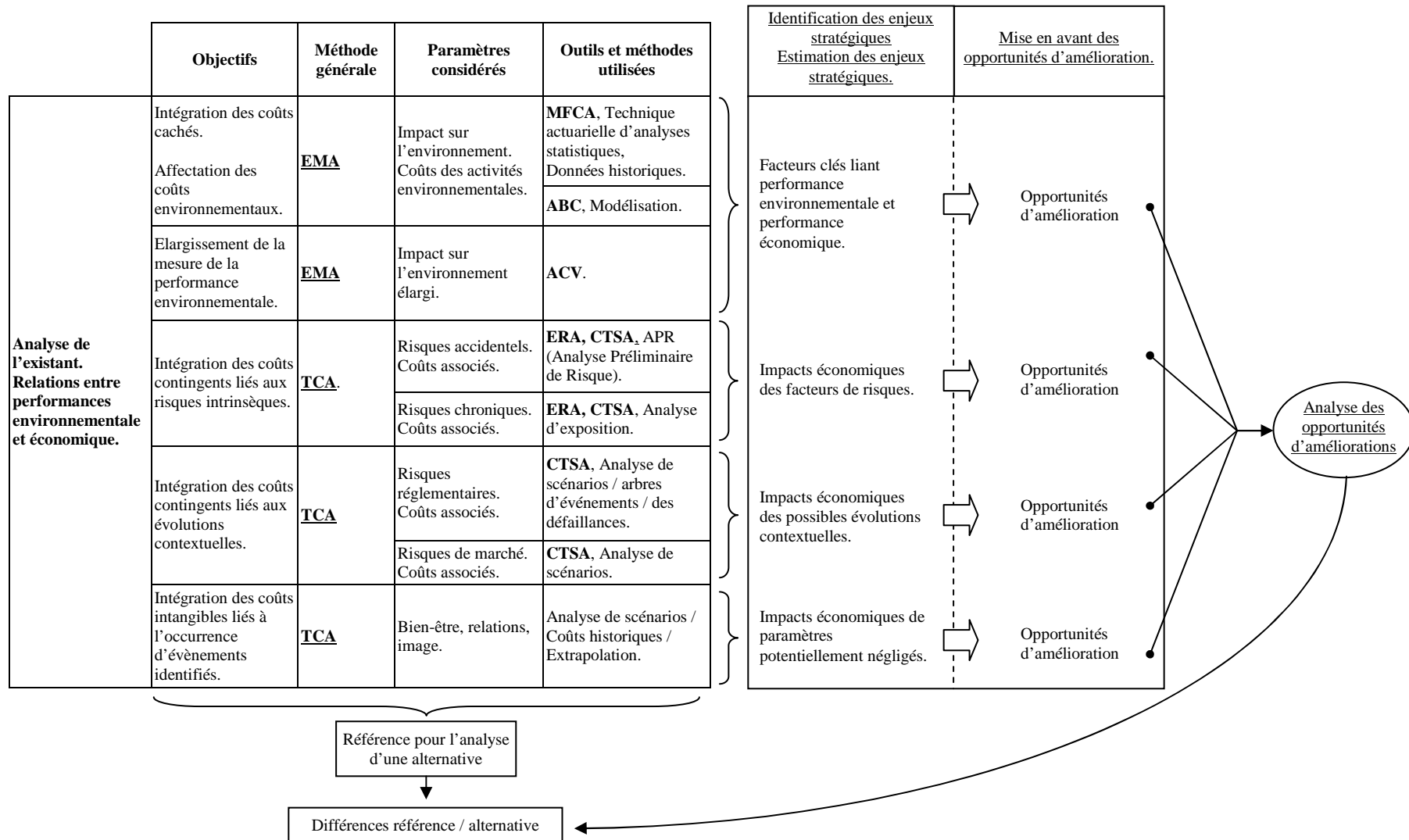


Figure 37 – Le modèle de recherche pour l'analyse de l'existant, l'analyse des enjeux stratégiques et des opportunités d'amélioration

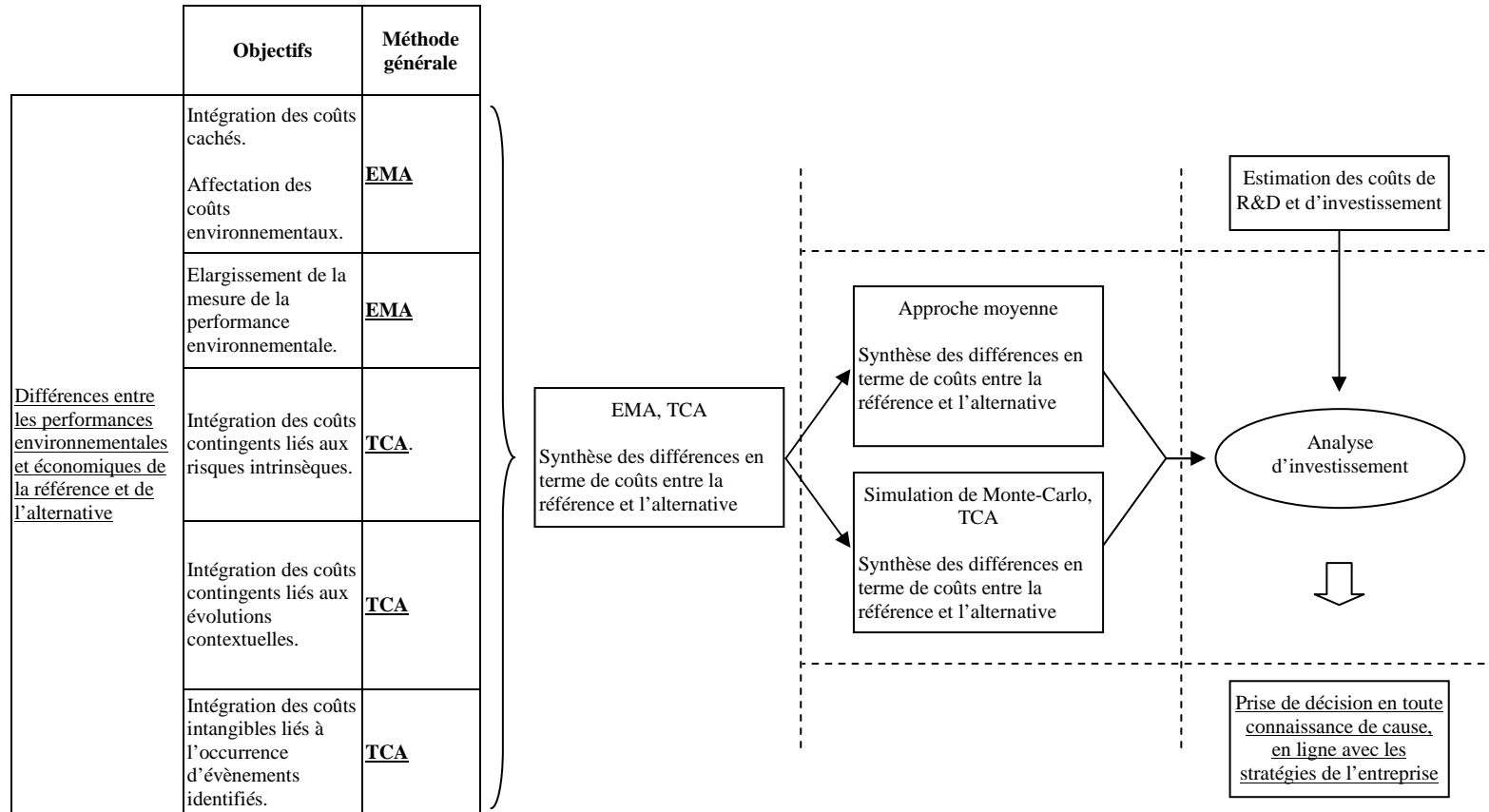


Figure 38 – Le modèle de recherche pour l'analyse d'investissement

4.3 Le protocole de réponse aux hypothèses

4.3.1 Introduction

Dans nos travaux de recherche, nous cherchons à savoir si l'implémentation d'une comptabilité environnementale étendue permet à l'entreprise d'orienter sa gestion de l'environnement vers la création de valeur (2.3.1.2 – p151).

Comme nous l'avons explicité (2.3.2.1 – p151), nous considérons que cela revient à analyser la capacité de l'organisation à améliorer conjointement ses performances économique et environnementale. Pour cela, elle doit être à même d'identifier les enjeux environnementaux stratégiques de ses activités, de les quantifier puis d'analyser les possibles voies d'amélioration. Une comparaison des actions potentielles doit par la suite permettre à l'entreprise de prioriser et de classer les alternatives identifiées. Enfin, une analyse d'investissement adaptée et élargie doit permettre, à travers l'intégration sous une forme monétaire de paramètres nouveaux, de traduire des objectifs, considérés comme stratégiques, qui ne sont généralement pas pris en compte dans une analyse financière traditionnelle. En revanche, il convient de s'interroger sur la fiabilité des données fournies par l'analyse d'investissement, puisqu'une décision sera prise sur la base de ces dernières.

- Le premier volet de nos travaux de recherche consistera à tester ces différents points sur une étude de cas, c'est-à-dire sur un périmètre réduit.
- Le second sera consacré à l'étude par extrapolation, de la possible mise en place, sur un périmètre étendu, d'un système permettant de remplir également ces objectifs.

Nous distinguons donc la partie étude de cas, de la partie extrapolation

4.3.2 L'étude de cas

Notre étude de cas a pour but de tester notre modèle de recherche sur un périmètre bien défini. Nous souhaitons plus particulièrement observer, en relation avec nos hypothèses de recherche (2.3.2.2 – p154), les points suivants (Figure 39) :

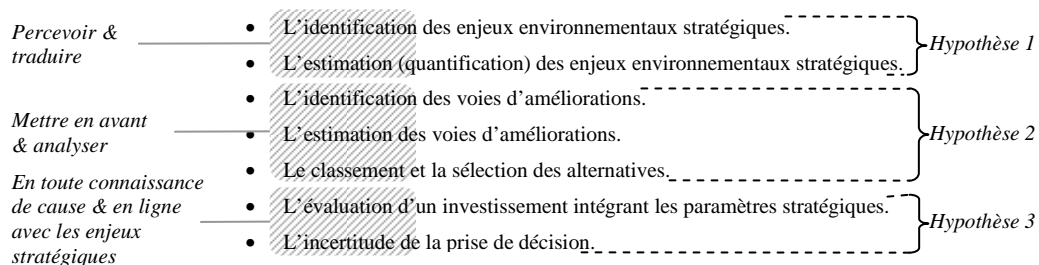


Figure 39 – Revue des hypothèses à tester par notre étude de cas

Nous distinguons les cinq premiers points, qui seront traités lors de la phase de notre étude de cas dédiée à « *l'analyse de l'existant* », des deux derniers, plus spécifiquement observés lors de la phase « *d'analyse d'investissement* ».

4.3.2.1 L'analyse de l'existant

Comme nous l'avons noté, les enjeux environnementaux, que nous définissons comme stratégiques, sont d'une part, les facteurs qui lient la performance environnementale à la performance économique de l'organisation, et d'autre part, les risques associés à la gestion de l'environnement et leur influence économique. Ceux-ci doivent être perçus au présent, mais aussi dans le contexte des évolutions futures, que ces dernières soient internes (niveau de production) ou externe (réglementations et marché).

Identifier ces enjeux reviendra à mettre en avant des facteurs clairement définis. Les estimer nécessitera une quantification précise des relations entre les facteurs et les performances environnementale et économique associées. Nous conjecturons qu'une estimation acceptable des enjeux stratégiques reviendra à quantifier les variations induites sur les performances par une variation en entrée du facteur représentatif d'un enjeu stratégique :

- Identification d'un enjeu stratégique :
 - Mise en avant d'un facteur f , clairement défini, liant performance environnementale et performance économique.
 - Mise en avant d'un facteur de risque r , clairement défini, influençant la performance économique.
- Estimation d'un enjeu stratégique :
 - Quantification des relations entre les variations de f et les performances économique et environnementale.

$$\Delta(\text{perf économique}) = F(\Delta(f)) \text{ et } \Delta(\text{perf environnementale}) = F'(\Delta(f))$$

- Quantification des relations entre les variations de r et la performance économique.

$$\Delta(\text{perf économique}) = F(\Delta(r))$$

Pour l'identification des voies d'améliorations, il sera nécessaire de mettre en avant les actions permettant de modifier les facteurs f et r identifiés. Leurs estimations devront permettre une comparaison de l'effort à fournir E et des résultats obtenus.

- Identification d'une voie d'amélioration :
 - Mise en avant d'une action A permettant de modifier les facteurs f et r ou les relations que ces derniers ont sur les performances environnementale et économique.
- Analyse d'une voie d'amélioration :

CHAPITRE 2

- Quantification des effets de l'action A.

$$\Delta(f) \text{ et } \Delta(r)$$

- Quantification de l'effort à fournir E et de ses effets finals.

$$E \text{ Vs } \Delta(\text{perf économique}) \text{ et } \Delta(\text{perf environnementale})$$

Le classement et la sélection d'alternatives se fait à partir des données estimées ci-dessus : les effets obtenus devront être liés avec les efforts à fournir.

Apporter une réponse aux deux premières hypothèses reviendra donc à examiner les points suivants :

Hypothèses de recherche considérées	Sous hypothèses (objectifs)	Paramètres étudiés	Points à examiner pour répondre aux hypothèses
<u>Hypothèse 1</u>	<u>Hypothèse 1.1</u> : Identification des enjeux stratégiques	Facteurs liant performances environnementale et économique	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Identification de facteurs précis</i> • <i>Ressources mobilisées / à mobiliser</i>
		Risques accidentels et chroniques	
		Risques réglementaires et de marché	
		Coûts intangibles	
<u>Hypothèse 1</u>	<u>Hypothèse 1.2</u> : Quantification des enjeux stratégiques	Facteurs liant performances environnementale et économique	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Quantification précise de l'influence d'une variation du facteur</i> • <i>Ressources mobilisées / à mobiliser</i> • <i>Gestion de l'incertitude</i>
		Risques accidentels et chroniques	
		Risques réglementaires et de marché	
		Coûts intangibles	
<u>Hypothèse 2</u>	<u>Hypothèse 2.1</u> : Identification des voies d'amélioration	Facteurs liant performances environnementale et économique	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Identification d'actions précises</i> • <i>Ressources mobilisées / à mobiliser</i>
		Risques accidentels et chroniques	
		Risques réglementaires et de marché	
		Coûts intangibles	
	<u>Hypothèse 2.2</u> : Analyse des voies d'amélioration	Facteurs liant performances environnementale et économique	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Quantification des effets de l'action</i> • <i>Quantification de l'effort à fournir</i> • <i>Ressources mobilisées / à mobiliser</i> • <i>Gestion de l'incertitude</i>
		Risques accidentels et chroniques	
		Risques réglementaires et de marché	
		Coûts intangibles	
	<u>Hypothèse 2.3</u> : Classement et sélection des alternatives	Regroupement des effets communs induits par une même action	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Quantification des rapports entre l'effort et les effets totaux</i>

Tableau 27 – Les points à examiner pour répondre aux 2 premières hypothèses de recherche

Nous apportons quelques précisions sur les points à examiner pour répondre à la première hypothèse.

- L'identification précise d'un facteur sera effective si ce dernier est clair et non ambigu et s'il peut constituer un indicateur vérifiable²⁸¹, dont le suivi assurera la comparabilité des performances d'une année sur l'autre²⁸².

²⁸¹ Les informations associées doivent pouvoir être vérifiées objectivement. Les méthodes de calculs doivent notamment être explicites.

²⁸² Cela nécessite qu'une permanence des méthodes soit possible.

- Les ressources qui ont été mobilisées pour l'identification d'un facteur devront être enregistrées, afin de préciser les conditions exogènes qui sont nécessaires au fonctionnement du modèle de recherche.
- Dans le cas où l'identification d'un facteur ne pourra être effective ou précise, il conviendra de mettre en avant les moyens et ressources à mobiliser pour que cela soit possible.
- La quantification précise d'un facteur doit permettre d'estimer la variation des performances induites par une modification en entrée de ce dernier. L'influence du niveau de production sur cette relation entrée/sortie doit également être connue.
- Les ressources mobilisées ou à mobiliser devront être enregistrées.
- L'incertitude afférente, ainsi que son influence, devront être estimées. Les variations induites en sortie, lorsque le facteur parcourt la fourchette d'incertitude déterminée, seront donc étudiées.

Ces précisions sont transposables aux points qui devront être examinés pour répondre à la deuxième hypothèse

4.3.2.2 L'analyse d'investissement

L'analyse d'investissement que nous effectuerons dans notre étude de cas est celle d'un projet de prévention des pollutions (3.3.3.2 – p181). Comme nous l'avons vu, nous y intégrons par l'intermédiaire de notre modèle de recherche des paramètres qui ne sont généralement pas pris en compte dans les analyses financières.

Nous rappelons que notre analyse d'investissement vise à étudier une prise de décision *ex-post*. La décision de substituer le procédé OAC a, en effet, déjà été prise indépendamment des résultats de notre analyse de rentabilité. Nous avons d'ailleurs, identifié et hiérarchisé les objectifs associés à cette prise de décision (Figure 35 – p182) et nous allons nous servir de ceux-ci afin de déterminer si les paramètres intégrés dans notre modèle de recherche permettent de quantifier les enjeux considérés comme stratégiques par l'entreprise dans ce projet.

Nous allons donc répondre aux problématiques de recherche en étudiant les points suivants :

- Analyse d'investissement en ligne avec les enjeux stratégiques :
 - Effectivité de la rentabilité du projet²⁸³.
 - Estimation pour chaque objectif considéré comme stratégique par l'entreprise (Figure 35 – p182) de l'impact économique qu'induit la substitution.
 - Estimation de la contribution de chaque objectif à la rentabilité éventuelle du projet et comparaison du classement obtenu par ce biais avec celui déjà obtenu pour les différents objectifs.
- Prise de décision en toute connaissance de cause :

²⁸³ Si notre modèle de recherche ne permet pas de démontrer la rentabilité du projet nous devons nous interroger sur la capacité de ce dernier à prendre en compte les enjeux stratégiques.

- Quantification de la variabilité potentielle du résultat final, par association aux fourchettes attendues pour la rentabilité, de probabilités.
- Identification des facteurs principaux sur lesquels repose la rentabilité éventuelle du projet. Leur contribution à la rentabilité du projet doit être quantifiée.
- Estimation des incertitudes afférentes à ces facteurs.
- Quantification des effets des variations en entrée de ces facteurs sur la rentabilité du projet.

Apporter une réponse à la troisième hypothèse reviendra donc à examiner les points suivants :

Hypothèse de recherche considérée	Sous hypothèses (objectifs)	Points à examiner pour répondre aux hypothèses
Hypothèse 3	Hypothèse 3.1 : Prise en compte des objectifs considérés comme stratégiques par l'entreprise	<ul style="list-style-type: none"> • Rentabilité du projet • Estimation de la contribution des objectifs de l'entreprise à la rentabilité. • Comparaison du classement formulée par l'entreprise avec celui de leur contribution à la rentabilité
	Hypothèse 3.2 : Permettre une prise de décision en toute connaissance de cause	<ul style="list-style-type: none"> • Variabilité potentielle de la rentabilité finale • Identification des facteurs sur lesquels repose la rentabilité • Estimation des incertitudes des facteurs • Quantification de l'effet de la variation des facteurs

Tableau 28 - Les points à examiner pour répondre à la troisième hypothèse de recherche

4.3.3 L'extrapolation

Dans cette partie, nous nous attacherons à étudier les possibles extrapolations à partir de notre étude de cas d'un système permettant d'identifier et de suivre les enjeux stratégiques et les voies d'amélioration.

Le premier point sera consacré à la mise en place d'un système de suivi sur le périmètre de notre étude de cas. Le second consistera à décrire la démarche à mettre en œuvre pour étendre ce système de suivi à un périmètre plus large.

4.3.3.1 Le système de suivi sur le périmètre de notre étude de cas

Nous nous servirons des résultats obtenus dans notre étude de cas pour recommander quelle organisation pourrait être déployée pour permettre d'observer la gestion de l'environnement en liaison avec la performance économique.

Nous nous baserons bien évidemment pour cela, sur les facteurs identifiés comme étant stratégiques par le déploiement de notre modèle de recherche.

Nous chercherons également à extrapoler cette recommandation aux autres activités de traitement de surface, mises en œuvre sur des sites industriels différents. Nous observerons aussi les possibilités de transferts de connaissances à d'autres procédés industriels présentant des caractéristiques relativement proches.

4.3.3.2 La démarche d'extension

Nous proposerons finalement sous la forme d'un retour d'expérience, une démarche permettant d'étendre notre modèle de recherche à un périmètre élargi. Nous chercherons, par son intermédiaire, à dimensionner l'approche nous semblant la plus efficace possible pour déterminer et suivre les paramètres de la gestion environnementale pouvant être considérés comme stratégiques pour l'entreprise.

Nous nous attacherons à décrire une approche très simple, constituant une démarche d'apprentissage par l'expérience.

Chapitre 3 – Le déploiement d'un modèle de comptabilité environnementale : modélisation et analyse des données

Partie 1– L’analyse de la situation existante

Cette partie constitue le cœur de notre expérimentation : nous y modélisons le fonctionnement de la ligne de traitement de surface intégrant le procédé d’Oxydation Anodique Chronique. Les données que le modèle générera pourront être considérées comme les informations auxquelles il serait possible d’accéder, si un système de comptabilité environnementale était en place.

1.1 La modélisation du procédé d’Oxydation Anodique Chromique

Nous considérons le fonctionnement des deux bains d’OAC, implantés au sein de la ligne de traitement de surface de l’usine de notre étude de cas. Nous précisons que pour une question pratique, nous présentons les résultats directement au niveau de ces derniers. Protéger l’aluminium contre la corrosion, nécessite cependant tout une gamme de traitements, parmi lesquels intervient le procédé OAC (Figure 33 – p173). Une partie des données est donc observée globalement à la ligne Saturne et réaffectée aux bains d’OAC, tandis que certaines sont directement mesurées à leur niveau.

Il faut donc garder à l’esprit, que même si nous présentons dans ce document les résultats de la modélisation du fonctionnement des bains d’OAC, deux types d’informations ont été utilisés :

- Les données directement observées au niveau des bains d’OAC.
- Les données observées globalement à la ligne Saturne qui ont été réaffectées aux bains d’OAC.

Nous nous attachons, en premier lieu, à présenter le fonctionnement du procédé de traitement et de ses équipements associés, ainsi que la méthodologie utilisée pour sa modélisation.

1.1.1 Méthodologie et présentation du périmètre de la modélisation par un diagramme des flux

1.1.1.1 Méthodologie

Nous cherchons à analyser les relations entre performances environnementale et économique, indépendamment des évolutions contextuelles futures et des risques liés au fonctionnement du procédé.

Nous utilisons la partie de notre modèle de recherche dimensionnée dans cet objectif (4.2.1.1 – p187) : l’approche EMA (Environmental Management Accounting), associée aux outils MFCA (Material Flow Cost Accounting) et ABC (Activity Based Costing), est donc mobilisée.

Nous rappelons une nouvelle fois que, même si nous présentons notre modélisation directement au niveau du fonctionnement des deux bains d’OAC, nous avons pour certains

paramètres (fonctionnement des équipements communs à plusieurs bains, main d'œuvre, etc.), modélisé le fonctionnement global de la ligne Saturne.

La méthodologie que nous utilisons consiste en premier lieu à mettre en œuvre l'outil MFCA (comptabilité des flux de matières) :

Dans la première étape, nous schématisons le procédé dans sa globalité, afin d'en identifier les éléments cruciaux. Nous cherchons ensuite à lier directement ou indirectement tous les flux de matières et d'énergie du procédé d'OAC au facteur de production, qui peut être défini comme une surface type d'aluminium traitée. Nous précisons que les flux physiques recueillis dans une telle analyse peuvent être classés selon les catégories définies dans le tableau suivant (Tableau 29), ce qui permettra aisément de distinguer les catégories de coûts utilisées dans la démarche EMA (Tableau 17 – p125) [IFAC, 2005].

Entrées	Matières premières et auxiliaires ¹
	Emballages ²
	Marchandises ³
	Matières opérationnelles ⁴
	Eau ⁵
	Energie ⁶
Sorties (produits)	Produits (emballages inclus)
	Sous-produits (emballages inclus)
Sorties (autres que produits)	Déchets solides
	Déchets dangereux
	Effluents liquides
	Emissions atmosphériques

¹ *Les matières premières et auxiliaires sont destinées à être intégrées au produit (ou sous-produit) final de l'organisation. Les matières premières sont constituées des composants majeurs (par exemple le bois utilisé pour la production de mobilier), tandis que les matières auxiliaires sont considérées comme étant des composants mineurs (comme la colle utilisée dans la fabrication d'un meuble). L'eau qui fait partie d'un produit final est considérée séparément.*

² *Les emballages sont toutes les matières utilisées pour assurer l'expédition, le transport et la livraison du produit. Les emballages peuvent être achetés ou être fabriqués sur site.*

³ *Les marchandises sont des articles achetés puis vendus directement comme produits, avec peu ou pas de transformation.*

⁴ *Les matières opérationnelles sont achetées et utilisées par l'organisation, mais ne constituent pas une partie intégrante du produit final livré au client. Parmi les exemples les plus évidents peuvent être cités les produits de nettoyage. Les opérations de production utilisent également ce type de matière tels les catalyseurs chimiques ou les solvants. Puisque les matières opérationnelles ne sont pas intégrées au produit, elles sortent nécessairement de l'entreprise sous une forme autre (déchets, rejets et émissions).*

⁵ *Toute eau consommée, qu'elle provienne des pluies, de nappes, d'une rivière, du réseau, etc. doit être prise en compte. Dans certains secteurs, une quantité importante d'eau peut être incluse dans le produit (agroalimentaire), mais d'une manière générale l'eau consommée est utilisée dans d'autres objectifs (nettoyage, refroidissement, etc.).*

⁶ *De la même manière toute forme d'énergie consommée doit être comptabilisée. Généralement, l'énergie est considérée comme étant une « matière opérationnelle », mais dans certains cas, elle peut être vue comme étant intégrée au produit. Ceci est le cas pour certaines réactions chimiques.*

L'eau et l'énergie sont considérées indépendamment des autres matières de par leur caractère très important dans une perspective environnementale.

Source : [IFAC, 2005]

Tableau 29 – les flux physiques à suivre dans la modélisation

Les coûts des activités induites par ces flux sont ensuite estimés et agrégés dans les catégories définies dans l'approche EMA (Tableau 17 – p125). Finalement, l'utilisation de la procédure ABC, en liaison avec les relations établies entre les flux (MFCA), permet d'observer les coûts obtenus sous différents angles.

Nous précisons que notre modèle, qui estime en fonction du niveau de production, les différentes quantités physiques mises en jeu, ainsi que les coûts associés, est formalisé sous

Excel. Celui-ci modélise le fonctionnement des deux bains d'OAC, par année, en fonction du niveau de production : la surface d'aluminium traitée annuellement est saisie en entrée, et toutes les données physiques et économiques en sont déduites. A travers cet outil, toutes les informations sont accessibles, ce qui permet une analyse très fine des données.

Une semaine sur site, précédée et suivie de nombreux échanges, a été nécessaire au recueil des données.

1.1.1.2 Le diagramme des flux

Le premier travail consiste à schématiser globalement les différents flux mis en jeu lors du fonctionnement d'un bain d'OAC. Nous avons construit le diagramme des flux (**Figure 40**), à partir de la consultation de nombreux documents et acteurs (entretiens téléphoniques, emails, entretiens sur site).

Nous précisons les points suivants, qui peuvent être confrontés à leur numérotation sur le diagramme des flux (**Figure 40 – p208**) :

- Les pièces d'aluminium [1] sont plongées dans le bain d'OAC, où le traitement électrolytique a lieu. Ceci induit une consommation électrique [25]. Une fois le traitement terminé, les pièces sont amenées dans le bain de rinçage où elles entraînent une partie de l'électrolyte [2].
- Chaque bain d'OAC est composé d'acide chromique formé par mélange d'eau [3] et de trioxyde de chrome²⁸⁴ [4]. Les bains sont chauffés par énergie thermique [26]. De l'eau [5], provenant des bains de rinçage, est utilisée pour compenser les pertes par évaporation [5]. Des ajouts de produits chimiques ont lieu [6], suite à des titrages effectués à fréquence régulière, afin de compenser les pertes [2] & [8] (entraînement par les pièces et émissions atmosphériques).
- La quasi totalité des émissions atmosphériques (aérosols) est captée par des systèmes d'aspiration [10], puis traitée. Une petite partie des aérosols est rejetée dans l'atelier [9].
- Les vapeurs aspirées au dessus des bains [10] passent par un module de dévésiculation, puis par un filtre et traversent ensuite un rideau d'eau [12] pulvérisé à contre courant. Ces étapes sont réalisées par le laveur d'air. Les effluents liquides générés [13] sont traités dans la station de détoxication tandis que l'air nettoyé est rejeté à l'atmosphère [11].
- Les bains sont changés lorsque le traitement ne garantit plus l'atteinte de la qualité requise. Les bains usés sont stockés puis enlevés pour traitement externe [7].
- Les rinçages ont lieu sous la forme de bains à débordement à débit constant [14].
- Les eaux de rinçage [14] sont recyclées en continu par la station de déminéralisation (résines échangeuses d'ions et filtres).

²⁸⁴ Comme nous l'avons déjà précisé, les appellations anhydride chromique ou oxyde de chrome VI, peuvent également être utilisées.

- La station de déminéralisation est composée de deux unités qui fonctionnent alternativement. Chaque unité possède un « potentiel de recyclage » : durant un cycle, une certaine quantité d'eau est recyclée. Les résines et filtres doivent ensuite être régénérés et le recyclage des eaux de rinçage bascule alors sur l'autre unité de la station de déminéralisation.
- La régénération des résines et le nettoyage des filtres impliquent la consommation de produits chimiques [15] et d'eau [16] qui forment en sortie des éluats de régénération [17].
- Les éluats de régénération [17], ainsi que les effluents issus du laveur d'air [13], sont traités dans la station de détoxification. Ce traitement implique la consommation de produits chimiques pour la neutralisation [18]. Les effluents [19] sont ensuite concentrés par évaporation, ce qui nécessite de l'énergie thermique [30]. Les distillats issus de ce dernier [20] sont réinjectés dans le circuit d'alimentation en eau déminéralisée de la ligne après passage dans les résines de la station de déminéralisation. Les concentrats [21] sont, quant à eux, stockés puis enlevés pour traitement externe.
- Un osmoseur permet de générer de l'eau [22] directement injectable dans la ligne de traitement de surface à partir d'eau brute [23].

Enfin, le fonctionnement des équipements implique nécessairement des consommations d'énergie électrique ([27], [28], [29] et [31]).

Modéliser ces flux physiques revient à établir les relations dynamiques qui existent entre eux, de manière à ce que tous soient, directement ou indirectement, liés au facteur de production : notre modèle doit traduire les effets sur chacun des flux physiques, d'une variation en entrée de la surface d'aluminium traitée.

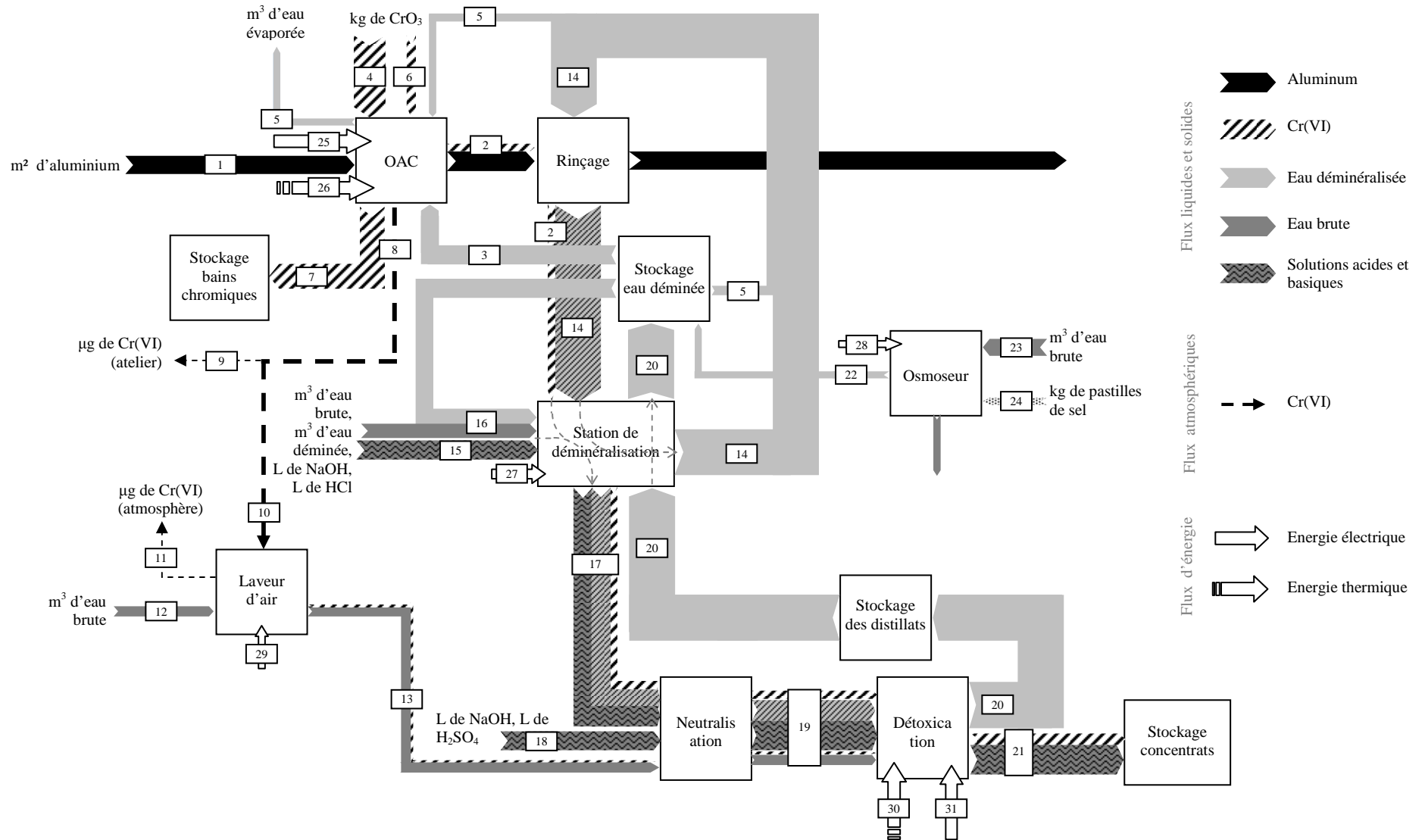


Figure 40 – Diagramme des flux de notre modélisation

1.1.2 La modélisation des flux physiques

Nous avons utilisé différentes méthodes pour estimer les relations entre les flux physiques répertoriés dans le schéma précédent.

Nous distinguons les trois principales approches mises en œuvre :

- Les estimations effectuées par le biais d'analyses statistiques utilisant des données historiques, usuellement enregistrées ou spécifiquement suivies sur une période référence.
- Les estimations effectuées à partir de formules théoriques, croisées avec des bilans globaux sur des données historiques enregistrées.
- Les estimations effectuées par des formules théoriques ou extrapolées d'autres études de cas.

Nous avons choisi de présenter quelques exemples d'estimations afin de permettre au lecteur de percevoir les types d'hypothèses effectués et par la même occasion, les éventuelles limites afférentes. Les deux premiers exemples (1.1.2.1 – p209 & 1.1.2.2 – p210) sont représentatifs de la première approche (statistiques sur des données historiques) tandis que les deux derniers (1.1.2.3 – p212 & 1.1.2.4 – p213) sont respectivement, une estimation à partir de formules théoriques croisées avec un bilan global et une estimation purement théorique.

1.1.2.1 Exemple n°1 : Le vieillissement des bains

En premier lieu, nous notons que la fréquence théorique de changement des bains d'OAC, annoncée dans les documents de support technique internes, n'est plus en adéquation avec le nombre de changements effectifs aujourd'hui. Les renouvellements de bains sont plus nombreux, ce qui traduit l'influence de l'augmentation du niveau de production sur la vitesse de vieillissement d'un bain.

Nous avons utilisé deux principales données pour estimer l'influence du niveau de production sur le vieillissement des bains :

- Les dates des changements de bains pour les deux traitements OAC (département maintenance), pour les années 2004 & 2005.
- Le nombre de pièces traitées par mois sur l'ensemble de la ligne de traitement de surface, pour les années 2004 & 2005 (département production).

Pour notre analyse statistique, nous avons considéré que la proportion des pièces passées sur la ligne qui subissent un traitement par OAC²⁸⁵ est constante au cours du temps. Nous avons par la suite réparti la production de manière équivalente entre les deux bains. Finalement, les

²⁸⁵ D'autres gammes de traitement que l'OAC sont réalisées sur la ligne Saturne.

cumuls des mois écoulés et du nombre de pièces traitées avant un changement de bain peuvent être représentés graphiquement (Figure 41).

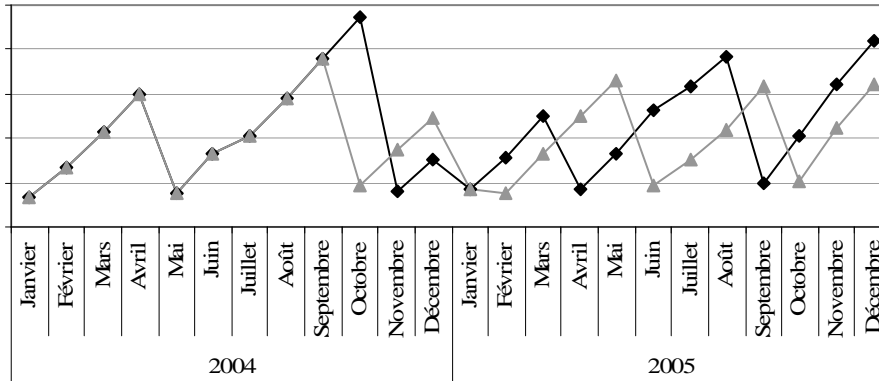


Figure 41 – Représentation graphique du cumul de la surface d'aluminium traitée avant changement pour les deux bains d'OAC

Une fois certaines données de l'échantillon, considérées comme non représentatives (changements de fin d'année 2004 et contamination accidentelle d'un bain en janvier 2005), éliminées, l'analyse statistique (Tableau 30) permet de déterminer une capacité moyenne de traitement avant changement, pour un bain d'OAC.

Surface traitée au cours de la vie d'un bain (m ²)		Durée de vie d'un bain en mois	
Moyenne	17300	Moyenne	4,14
Médiane	16706	Médiane	4
Ecart type	1823	Ecart type	0,7
Coefficient de variation (écart type / moyenne)	0,1	Coefficient de variation (écart type / moyenne)	0,17

Tableau 30 – Résultats de l'analyse statistique du vieillissement des bains OAC

Même s'il est difficile de les dissocier, le coefficient de variation semble indiquer que le facteur le plus influant est effectivement le niveau de production plutôt que l'âge du bain. Pour notre modèle, nous considérons qu'une fois que le niveau moyen d'aluminium traité est atteint, le bain doit être changé.

1.1.2.2 Exemple n°2 : la capacité de recyclage de la station de déminéralisation en fonction de l'âge des résines échangeuses d'ions et du niveau de production

Comme nous l'avons explicité lors de la description des flux physiques (1.1.1.2 – p206), les eaux de rinçage sont recyclées, notamment par l'intermédiaire des résines échangeuses d'ions de la station de déminéralisation. Ces dernières, une fois saturées, doivent être régénérées et le volume d'eau recyclé entre deux régénérations constitue l'indicateur de performance d'un cycle.

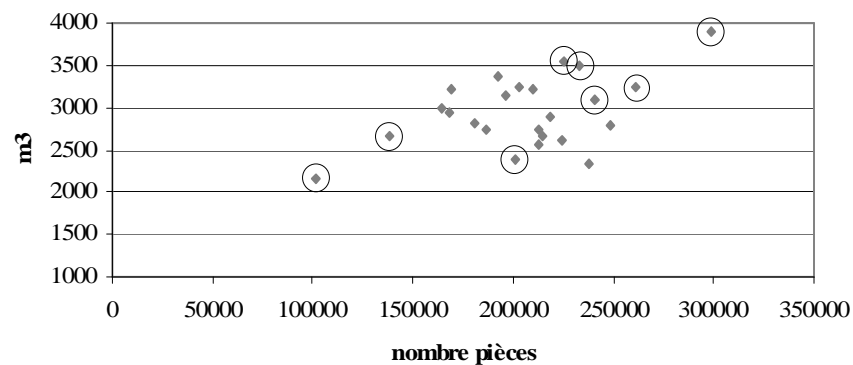
Nous ne l'avons pas précisé sur le diagramme des flux (Figure 40 – p208), puisque pour simplifier nous avons choisi de représenter ce dernier au niveau d'un bain d'OAC, mais la station de déminéralisation recycle les eaux provenant des rinçages de la quasi-totalité des bains de traitement de la ligne (soit 9 sur 10), sous la forme d'un seul flux. Nous avons donc modélisé le

fonctionnement de la station de déminéralisation globalement à la ligne Saturne. La réaffectation des données modélisées au niveau d'un bain d'OAC se fait donc au *pro rata* de sa contribution au flux total recyclé (soit 1/9 puisque les débits des rinçages sont tous identiques sur la ligne) : nous jugeons donc *de facto* que la « recyclabilité²⁸⁶ » est la même pour tous les rinçages de la ligne.

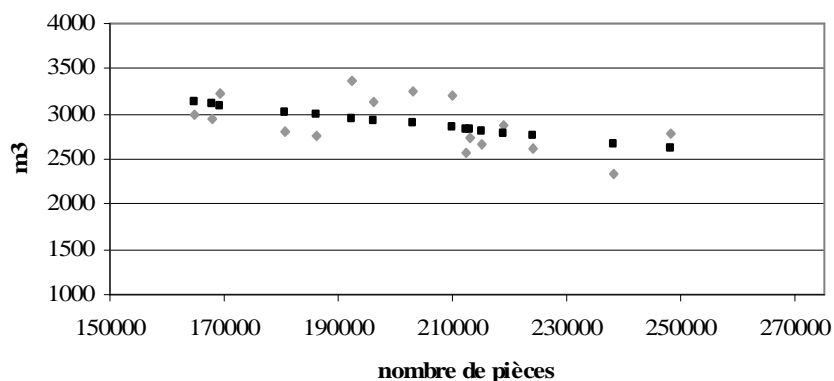
La durée de vie moyenne des résines est de trois ans et leur efficacité diminue au cours du temps. L'analyse des données du département maintenance a permis d'estimer la diminution annuelle de l'efficacité : la capacité de recyclage des résines est en moyenne de 3500 m³/cycle la première année, puis diminue de 500 m³/cycle par an.

Nous avons ensuite tenté d'établir une corrélation entre le niveau de production mensuel et l'efficacité des résines sur les années 2004 et 2005. Pour cela les valeurs ont été corrigées de l'effet « vieillissement », et certaines données aberrantes ont été exclues de l'échantillon de départ.

Les schémas suivants (Figure 42) présentent l'échantillon de départ, et la comparaison du modèle établi par régression à l'échantillon final :



Echantillon de départ (capacité mensuelle de recyclage / niveau de production mensuelle)



Comparaison du modèle obtenu et de l'échantillon final

Figure 42 – L'influence du niveau de production sur la capacité de recyclage des résines échangeuses d'ions

²⁸⁶ Ici, la recyclabilité doit être perçue comme la contribution d'un m³ d'eau recyclé à la saturation des résines échangeuses d'ions.

Finalement, le test de Fisher-Snedecor²⁸⁷ garantit que la régression est significative à 95% et notre modèle permet de prendre en compte l'influence d'une surface supplémentaire d'aluminium traitée.

Notre étude intègre donc l'influence qu'a, une différence entre le niveau de production d'une année et le niveau de production annuel de référence (moyenne de 2004 et 2005), sur l'efficacité des résines.

Il convient cependant de s'interroger sur la cohérence et l'exploitabilité de notre résultat. En effet, peut-on considérer que le résultat obtenu à partir d'un échantillon ayant été réduit de 24 couples initiaux à 16 couples finaux est représentatif de la réalité ? Il n'est pas possible de trancher de manière certaine, cependant, nous conjecturons que la démarche menée permet de traduire une certaine réalité physique. Nous tirons cette conclusion de la réflexion suivante : le nombre important de données qui ont été ôtées de l'échantillon de départ traduit le fait que dans la réalité, la saturation des résines n'est pas le seul élément déclencheur de leur régénération, c'est-à-dire de la fin d'un cycle de recyclage²⁸⁸.

1.1.2.3 Exemple n°3 : le chauffage des bains par énergie thermique

Notre démarche pour la modélisation du besoin en énergie thermique pour le chauffage des bains a été la suivante :

- Dimensionner un modèle théorique à partir de formules de thermodynamiques appliquées aux grandes étapes de fonctionnement des bains (montée en température, maintien en température).
- Appliquer le modèle à la totalité de la ligne (tous les bains de traitement) pour une année « test » et comparer le résultat à celui issu du suivi réel des consommations d'énergie thermique.
- Utiliser le modèle pour les bains d'OAC, si celui-ci est validé sur la ligne entière.

Le tableau suivant (Tableau 31) présente le modèle théorique construit. Nous avons pour cela utilisé certaines données provenant d'une précédente étude réalisée en interne [Loubeau et Carré, 1998].

²⁸⁷ On a $F = 5,2$ et $F_{\text{critique}}(95\%) = 4,60$, d'où $F > F_{\text{critique}}$. Pour rappel, si la valeur du F calculée est supérieure à la valeur du F critique de la table, alors on en déduit que le modèle est significatif. La valeur du F_{critique} est issue de la table statistique de distribution de F à 95%, avec $r = \text{degrés de liberté} = 14$ et $k = \text{nombre d'observations} - \text{degrés de liberté} - 1 = 16 - 14 - 1 = 1$ (formule de calcul de k uniquement valable dans le cas où la constante est non nulle).

²⁸⁸ L'anticipation de la disponibilité des cuves de stockage des éluats de régénération ainsi que les futures possibilités de traitement de la station de détoxification rentrent également en compte dans le déclenchement d'une fin de cycle. Ceci est la cause de la dispersion très importante de l'échantillon de départ et oblige donc à une réduction non négligeable de ce dernier afin d'obtenir un échantillon exploitable.

Etapes	Détails	Formules de calcul utilisées
Montée en température d'un bain	Montée en température du liquide.	$\varepsilon [kWh] = \frac{V_{\text{bain}} [m^3] * d_{\text{bain}} [kg.m^{-3}] * C_{p \text{ bain}} [Kcal.kg^{-1}.K^{-1}] * \Delta T [K]}{860}$ avec : ε : énergie de chauffage. C _{p bain} : capacité calorifique (chaleur spécifique) du liquide, approximée à celle de l'eau. d _{bain} : densité du liquide, connue pour chaque bain. ΔT : élévation de température (température du bain - température ambiante), connue pour chaque bain. 860 ⁻¹ : coefficient de conversion Kcal en kW.
	Montée en température de la cuve du bain.	Négligée après estimation.
Maintien en température d'un bain	Compensation de la déperdition due à l'extraction d'air.	$\varepsilon [kWh.h^{-1}] = \frac{Q_{\text{ventilation}} [m^3.h^{-1}] * d_{\text{air}} [kg.m^{-3}] * C_{p \text{ air}} [Kcal.kg^{-1}.K^{-1}] * \Delta T [K]}{860}$ avec : Q _{ventilation} : débit d'aspiration, connu pour chaque bain.. C _{p air} : capacité calorifique de l'air. d _{air} : densité de l'air. ΔT : différence de température entre l'air entrant et sortant, extrapolée d'une mesure effectuée lors d'une précédente étude.
	Compensation de la déperdition due à la surface de la cuve et à la surface du bain.	Extrapolées linéairement à partir de la surface des cuves et des bains, et de mesures effectuées sur une cuve référence lors d'une précédente étude.

Adapté de [Loubeau et Carré, 98]

Tableau 31 – Modèle théorique pour le chauffage des bains

L'utilisation, pour l'année 2005, du nombre d'arrêts de chauffage de la ligne, puis pour chaque bain, du nombre de renouvellements réels ainsi que de données plus générales (température, volume, surface, densité), nous a permis d'estimer la consommation théorique d'énergie thermique, nécessaire au fonctionnement de la ligne Saturne en 2005. Le total théorique, issu du modèle dimensionné, s'élève à 6 254 818 kWh, contre une consommation réelle relevée par le département moyens généraux de 5 910 353 kWh. La différence entre le modèle théorique et la réalité est donc pour l'année 2005 de 5,8 %, ce qui en permet la validation (cette validation est consolidée par le test du modèle sur l'année 2004, qui génère le même niveau d'incertitude).

Finalement, nous utilisons notre modèle théorique pour estimer les besoins en énergie thermique pour le chauffage des bains d'OAC.

1.1.2.4 Exemple n°4 : les émissions atmosphériques des bains d'OAC

Les contrôles effectués sur le site (concentration avant rejet à l'atmosphère ou concentration dans l'atelier) ne nous ont pas permis d'estimer la quantité de chrome VI, émise par un bain d'OAC lors de l'anodisation. Nous avons donc opté pour une approche théorique.

Les mécanismes conduisant à l'émission sous la forme d'aérosols de chrome hexavalent sont précisément décrits dans la littérature :

Dans une étude de l'EPA de 1998 [Kincaid et al., 1998], référence est faite à Burgess²⁸⁹ (1981) qui a identifié les aérosols²⁹⁰ comme étant la source majeure d'émissions atmosphériques induites par les bains électrolytiques.

Deux principales sources d'aérosols existent dans un procédé de traitement de surface :

- Les aérosols générés par l'égouttement du liquide entraîné par les pièces lors de leur transfert.
- Les aérosols induits par l'éclatement des bulles à la surface du bain.

Berglund et Lindh [Berglund et Lindh, 1988] ainsi que Cooper et al.²⁹¹ (1993), ont démontré que les transferts dans l'air par égouttement sont négligeables en comparaison des autres sources d'aérosols. Kuo et Wang [Kuo et Wang, 2002] rappellent également que c'est la génération de gouttelettes à la suite de l'éclatement de bulles à la surface du bain qui contribue le plus au transfert de composés non volatiles du liquide à l'air. Nous considérons donc dans notre étude que les émissions atmosphériques polluantes issues d'un bain de traitement de surface proviennent de l'éclatement des bulles à sa surface. Il est cependant à noter que, dans le cas d'un procédé électrolytique, il y a deux sources générant des bulles dans le bain :

- L'agitation du bain par air comprimé.
- La dissociation de l'eau aux électrodes.

Berglund et Linh rapportent que le taux de génération d'aérosol provenant de l'agitation est négligeable relativement à celui engendré par les bulles d'air plus larges formées par les réactions chimiques.

Ce dernier point est cohérent avec la description du mécanisme de formation des aérosols lors d'un procédé d'Anodisation, décrit par Pegman et Pilat [Pegman et al., 1992] :

Lors d'une anodisation, lorsque le courant électrique est appliqué à travers la solution d'acide chromique, de l'hydrogène se forme sur les parois de la cuve chargées négativement (cathode) (**Figure 43**). Les bulles d'hydrogène remontent ensuite à la surface où elles éclatent. L'éclatement d'une bulle de gaz à la surface d'un liquide génère deux types distincts de gouttelettes d'aérosol (Resch, 1986)²⁹² : les gouttelettes d'aérosol provenant des films et celles provenant des jets²⁹³ (**Figure 44**).

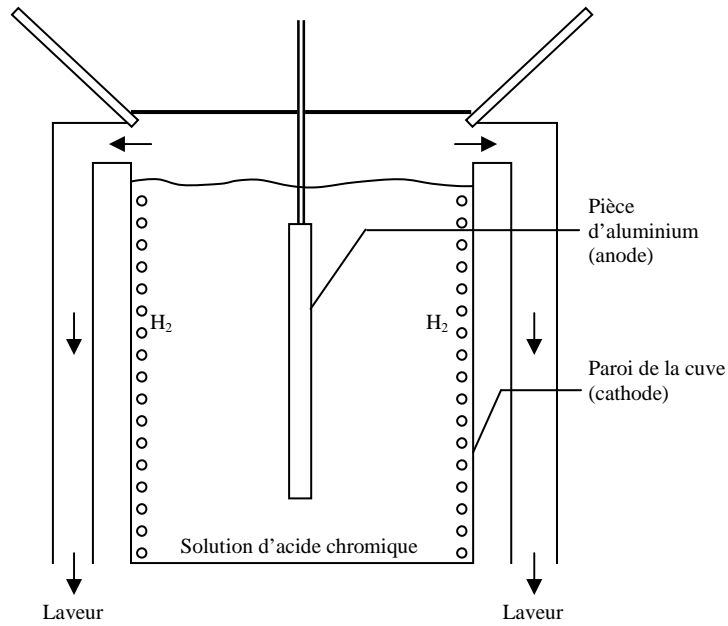
²⁸⁹ Burgess, W.H., Recognition of Health Hazards in Industry: A Review of Materials and Processes. New York: John Wiley and Sons, 1981.

²⁹⁰ Un aérosol est un ensemble de particules, solides ou liquides, en suspension dans un milieu gazeux.

²⁹¹ Cooper, C.D., R.L. Wayson, J.D. Dietz, D. Bauman, K. Cheze and P.J. Sutch., Atmospheric Releases of Formaldehyde from Electroless Copper Plating Operations. Proceedings of the 80th AESF Annual Technical Conference, Anaheim, CA. 1993.

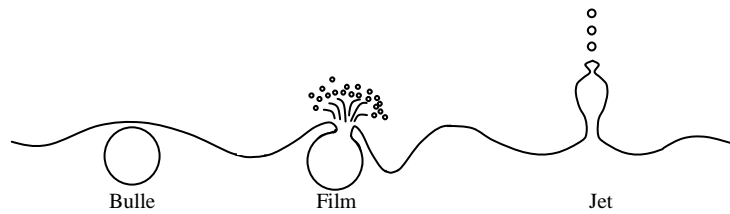
²⁹² Resch, F.J., Liquid aerosol formation by air bubble bursting, Proceedings of the 2nd International Aerosol Conference, Berlin, Pergamon Press, pp 79-82, 1986.

²⁹³ Les gouttes provenant de l'éclatement du film sont d'un diamètre plus petit (à peu près de 0,1 à 10 microns) que celles provenant du jet (diamètre environ égal à 1/10ème de celui de la bulle).



Adapté de [Pegman et al., 1992]

Figure 43 – Formation des bulles lors du procédé d’anodisation



Adapté de [Pegman et al., 1992]

Figure 44 - Génération d’aérosols lors de l’éclatement des bulles à la surface du bain

Nous avons ensuite testé différentes méthodes permettant d’estimer les émissions atmosphériques de Cr(VI) des bains d’OAC. Dans certaines, des formules théoriques ou des abaques sont utilisés, tandis que dans d’autres, nous extrapolons les résultats issus d’autres études de cas.

Le tableau suivant récapitule les méthodes testées et leurs résultats (**Tableau 32**) :

Etude référence	Type de modèle utilisé	Unités	Paramètres pris en compte pour notre calcul / extrapolation	Emissions de Cr (VI) estimés pour un bain de notre étude de cas
[Berglund et Lindh, 1988]	Abaques théoriques	mg Cr(VI).m ² .s ⁻¹ (m ² : taille de la cathode)	Température du bain Densité de courant d'anodisation Taille de la cathode Efficacité de la cathode Tension de surface	8.15 g / anodisation moyenne
[Pegman et al., 1992]	Extrapolation de mesures	mg Cr(VI). m ² .h ⁻¹ (m ² : surface du bain)	Surface du bain Temps d'anodisation	16 g / anodisation moyenne
	Extrapolation de mesures	mg Cr(VI). A ⁻¹ .h ⁻¹	Courant d'anodisation (surface traitée * densité de courant) Temps d'anodisation	21.8 g / anodisation moyenne
[US EPA, 1996b]	Facteur d'émission	mg Cr(VI). m ² .h ⁻¹ (m ² : surface du bain)	Surface du bain Temps d'anodisation	11.8 g / anodisation moyenne
[US EPA, 1996b], experimentation source (reference 30)	Extrapolation de mesures	mg Cr(VI). A ⁻¹ .h ⁻¹	Courant d'anodisation (surface traitée * densité de courant) Temps d'anodisation	5.1 g / anodisation moyenne
[US EPA, 1996b], experimentation source (reference 62)	Extrapolation de mesures	mg Cr(VI). m ² .h ⁻¹ (m ² : surface du bain)	Surface du bain Temps d'anodisation	6.2 g / anodisation moyenne

Tableau 32 – Les différentes méthodes d'estimation des émissions atmosphériques de Cr(VI) testées

Nous choisissons pour notre modèle, d'utiliser le résultat obtenu à partir des abaques théoriques de Berglund et Lindh [Berglund et Lindh, 1988], d'une part parce que celui-ci n'est pas trop éloigné de la moyenne des résultats, et d'autre part car cette méthode est, parmi toutes celles que nous avons testées, celle qui utilise le plus de paramètres spécifiques à notre étude de cas.

Nous transformons cependant la formule de manière à lier les émissions à la surface d'aluminium traitée au cours d'une anodisation.

Nous ne décrivons pas ici la démarche, mais nous avons par la suite estimé que 95%²⁹⁴ des émissions atmosphériques sont captées par le système de ventilation en place sur les bains de la ligne, l'autre partie étant rejetée dans l'atelier. Enfin, seul 1%²⁹⁵ des émissions aspirées sont rejetées à l'atmosphère.

Nous précisons que nos estimations sont compatibles en terme d'ordre de grandeur avec les contrôles réalisés sur le site pilote, qui confirment en outre, le large respect des réglementations liées aux émissions et concentration de chrome VI dans l'atelier (3.2.2.2 – p173).

1.1.2.5 Le modèle final pour les flux physiques

Notre modèle décrivant les interactions entre les flux physiques permet finalement d'estimer quantitativement chacun des paramètres suivis sur le diagramme des flux, en liaison avec la surface d'aluminium traitée sur une année.

²⁹⁴ Nous avons pour estimer cette valeur, utilisé des études publiées par l'INRS [INRS, 1996], [INRS, 2001].

²⁹⁵ L'utilisation d'une étude de l'EPA, nous a permis d'estimer l'efficacité du système de captation en place [US EPA, 1996b].

La plupart des paramètres sont toutefois estimés par l'intermédiaire d'autres données que la surface d'aluminium traitée, même si tous y sont indirectement reliés. Nous notons les exemples suivants :

- Les quantités d'entrants et de sortants de la station de déminéralisation sont directement liées au nombre de régénérations effectuées sur l'année. Ce nombre est, quant à lui, influencé par l'âge des résines et la surface d'aluminium traitée.
- Les consommations du laveur d'air et donc, les quantités d'effluents qu'il génère, sont induites par son temps de fonctionnement sur l'année. Ce dernier est lié au facteur de production (surface d'aluminium traitée).
- Le fonctionnement de la station de détoxification est directement lié aux quantités d'effluents à traiter. Les entrants et sortants de cet équipement sont donc estimés par un bilan-matière réalisé sur les quantités issues du laveur d'air et de la station de déminéralisation, ces dernières étant liées à la surface d'aluminium traitée.
- La quantité d'eau réinjectée par l'osmoseur dans le circuit d'alimentation en eau déminéralisée de la ligne est calculée à partir d'un bilan-matière réalisé sur les gains et pertes en eau de la ligne.

Pour chacune des relations entre les flux physiques, nous avons consigné :

- La valeur estimée.
- Le facteur « inducteur » auquel le flux estimé est directement lié, et donc l'unité associée à l'estimation (ex : kg / m² traité).
- La méthode utilisée pour l'estimation (analyses statistiques utilisant des données historiques, formules théoriques croisées avec des bilans globaux, formules théoriques ou extrapolation d'autres études de cas).
- Le niveau d'observation de la donnée (directement pour l'OAC, ou à partir d'une estimation globale à la ligne).
- Une fourchette ou un niveau d'incertitude²⁹⁶ associé aux données utilisées pour l'estimation.

Nous présentons en annexe (**Annexe 1**), le tableau récapitulatif présentant ces informations. Nous précisons que pour une compréhension plus aisée des données, la numérotation utilisée dans le diagramme des flux (**Figure 40**) est conservée.

Nous avons choisi de classer les incertitudes afférentes aux données sources, utilisées pour construire notre modèle, dans quatre catégories distinctes (**Tableau 33**) :

²⁹⁶ Si l'incertitude associée à un paramètre k est inférieure à 5%, alors la relation suivante est vérifiée : $[k-5\%.k] < k < [k+5\%.k]$. Si l'incertitude de k est de 5% on note : $k(\pm 5\%)$.

Catégorie	Incertitude de la donnée source	Commentaires	Répartition des paramètres estimés
Pas d'incertitude notable	incertitude estimée < 5%	Les estimations de cette catégorie sont par exemple issues de données théoriques inscrites dans des procédures respectées (ex : masse de produits chimiques à ajouter lors du montage d'un bain).	5
Faible incertitude	5% < incertitude estimée < 15%	Les paramètres estimés, qui sont associés à une faible incertitude, sont par exemple issus de calculs utilisant des données suivies par l'intermédiaire de compteurs précis. L'utilisation d'une formule théorique, dont les résultats ont pu être croisés avec une mesure dont la précision est reconnue, peut également garantir ce niveau d'incertitude (consommation électrique du procédé d'anodisation, énergie thermique nécessaire au maintien en température du bain).	14
Incertitude moyenne	15% < incertitude estimée < 30%	Dans cette catégorie, sont classées les données par exemple estimées par l'intermédiaire d'analyses statistiques significatives, mais réalisées à partir de données d'entrées pouvant être imprécises ou d'un échantillon n'étant pas forcément représentatif. Certaines données inscrites dans cette catégorie sont directement estimées à partir de paramètres suivis de manière imprécise (mesures effectuées par la lecture à l'œil nu d'un niveau sur une cuve).	16
Forte incertitude	incertitude estimée > 30%	Certaines données estimées à partir de formules théoriques, ou extrapolées d'autres études, n'ont pu être croisées à des valeurs suivies en interne. Leur incertitude est donc élevée. D'autres données, dont les estimations ont été réalisées par l'intermédiaire d'analyses statistiques utilisant des jeux de données n'étant pas forcément cohérents (car par exemple relevées sur des périodes temporelles différentes) sont affectées à cette catégorie. Lorsque cela était possible nous avons essayé de borner le paramètre estimé.	6

Tableau 33 – Catégories d'incertitudes utilisées pour classer les paramètres de notre modèle des flux physiques

Comme cela est précisé dans le tableau précédent, les niveaux d'incertitude associés aux différentes catégories sont « estimés », ce qui ne garantit donc pas nécessairement que ceux-ci soient toujours vérifiés.

1.1.3 La modélisation économique

1.1.3.1 Retour sur les catégories de coûts considérées

Nous revenons brièvement sur les catégories de coûts que nous évaluons dans notre modélisation du procédé d'Oxydation Anodique Chromique.

En premier lieu, il est à noter que nous ajoutons une catégorie de coûts à celles qui sont considérées dans l'approche EMA classique (Tableau 17 – p125). Nous souhaitons en effet, avoir la vision la plus large possible du procédé, et pour cela, nous intégrons à notre analyse des coûts qui n'ont aucun rapport avec la gestion de l'environnement.

Nous qualifions tout naturellement les données de cette catégorie de « coûts de production purs ». Ceux-ci incluent :

- Les coûts de dépréciation des équipements de production.
- Les coûts de mobilisation des surfaces occupées par les équipements de production.
- Les coûts de main-d'œuvre opérationnelle.

Finalement, nous présentons plus précisément la taxonomie globale des coûts que nous adoptons pour notre approche (Tableau 34). En plus des coûts de production purs, nous y intégrons les coûts d'achat des matières premières et auxiliaires, de l'eau et de l'énergie qui

sont utilisées dans les procédés de production. Comme nous l'avons déjà précisé, nous distinguons ces derniers selon qu'ils soient liés à des matières intégrées ou non dans le produit final. Les coûts de gestion des impacts environnementaux, tout comme ceux liés aux activités de prévention des pollutions sont composés de diverses sous-catégories de coûts généralement distinguées dans les documents comptables (dépréciation des équipements, matières opérationnelles, main d'œuvre, etc.). Enfin, dans une vision transversale, l'observation séparée des équipements et des activités purement environnementales, permet de distinguer les domaines environnementaux concernés (air, effluents, déchets) :

1. Coûts opérationnels	1.1. Coûts de production purs Dépréciation des équipements Main d'œuvre Mobilisation des surfaces Entretien des surfaces			
	1.2. Coûts d'achat des matières incluses dans les produits (catégorie liée à l'environnement) Matières premières Energie			
	1.3. Coûts d'achat des matières ne constituant pas un sortant sous la forme d'un produit (catégorie liée à l'environnement) Matières opérationnelles Eau Energie			Air Effluents liquides Déchets
1. Coûts purement environnementaux	2.1. Coûts de gestion des déchets, effluents et émissions Dépréciation des équipements Matières opérationnelles Eau Energie Main d'œuvre Mobilisation et entretien des surfaces Services externes pour la gestion des déchets (pompage, transport, traitement) Taxe			
	2.2. Coûts de prévention des pollutions Dépréciation des équipements Matières opérationnelles Eau Energie Main d'œuvre Mobilisation et entretien des surfaces Management de l'environnement			

Tableau 34 – Taxonomie des coûts modélisés

Parmi les catégories de coûts définies, certaines sont directement estimables sur la base de notre modélisation des flux physiques (coûts d'achat des entrants par exemple), tandis que d'autres doivent faire l'objet d'études plus poussées.

Nous précisons dans la partie suivante quelques points sur notre modélisation des coûts.

1.1.3.2 La modélisation des coûts

La modélisation économique du fonctionnement du procédé OAC s'effectue sur la base de la modélisation des flux physiques déjà réalisée.

Comme nous l'avons déjà noté, le facteur de production (surface d'aluminium traitée annuellement dans les bains) a une influence directe sur de nombreux flux physiques. Cette influence doit être répercutée sur les coûts de fonctionnement des différents éléments de la

ligne. Par définition, ces coûts qui changent lorsque le niveau de production évolue, sont qualifiés de variables. Les coûts étant dans le même temps constant constituent les coûts fixes.

Nous distinguons donc dans notre étude les coûts variables (main-d'œuvre opérationnelle, matières premières, matières opérationnelles, opérations réalisées sur les bains, etc.) des coûts fixes (dépréciation des équipements, main-d'œuvre générale, mobilisation et entretien des surfaces, etc.).

Nous ne présentons pas en détail les méthodes et moyens mis en œuvre pour l'estimation des différents coûts incorporés dans notre modèle, mais nous apportons quelques précisions pour certaines catégories :

- Les coûts d'achat des diverses consommations sont obtenus par multiplication des montants évalués dans la modélisation des flux physiques, par des prix unitaires.
- Nous avons déduit, à partir du coût horaire de la ligne et de l'organisation de la production²⁹⁷, les coûts des unités horaires opérationnelles pour les jours de semaine et de week-end. L'estimation, à partir du niveau de production annuel, du nombre d'unités horaires opérationnelles nécessaires à la production, permet d'estimer le nombre de jours devant être travaillés (distinction semaine/we) et finalement de calculer le coût annuel de la main-d'œuvre opérationnelle. Ces coûts sont réaffectés aux bains d'OAC au prorata du nombre de bains de traitement de la ligne.
- La prestation de maintenance assurée par un sous-traitant *in-situ*²⁹⁸, comprend notamment le fonctionnement des équipements internes visant à contrôler et à gérer les effluents et émissions de la ligne de traitement de surface et les opérations réalisées sur les bains (ajouts de produits chimiques, changements de bains, etc.). Nous avons « modélisé » cette prestation en liant certains coûts (main d'œuvre, EPI²⁹⁹, consommables, etc.) à des événements types déduits de la modélisation des flux physiques (nombre de changements de bains, nombre de rajouts, etc.). Finalement, l'évolution du nombre de ces événements au cours des années, du fait de l'augmentation du niveau de production, permet d'évaluer l'augmentation du coût de la prestation. Les coûts sont, dans notre modèle, enregistrés dans différentes catégories, ce qui permet leur suivi précis :
 - Changements des bains.
 - Rajouts de produits chimiques.
 - Gestion de la station de déminéralisation (cycles de régénération).
 - Gestion de la station de détoxification (cycles d'évapoconcentration).
 - Opérations récurrentes de maintenance préventive
 - Etc.

L'intérêt d'une telle approche est qu'elle permet de considérer des coûts initialement vus comme fixes en coûts variables, d'estimer leur évolution dans le futur et de les lier

²⁹⁷ Nombre d'équipes, nombre d'employés par équipe, roulements, etc.

²⁹⁸ C'est-à-dire par une entreprise extérieure, dont la prestation est contractualisée, intervenant sur le site même d'AIRBUS.

²⁹⁹ Equipement de Protection Individuelle

à des évènements précis. De plus, l'observation des évènements inducteurs des coûts liés au fonctionnement des bains d'OAC, permet d'observer directement la contribution de ces derniers au coût de la prestation.

- Les coûts de traitement des déchets sont estimés pour chaque type de déchet différent, par l'intermédiaire des coûts unitaires (prestations de pompage, de transport, d'élimination et taxes), qui sont multipliés par les quantités modélisées.
- Les coûts de dépréciation des équipements et de mobilisation des surfaces sont estimés ou directement issus des documents comptables. Les réaffectations aux OAC sont effectuées par l'intermédiaire de l'estimation de la contribution des bains à leur fonctionnement (estimation effectuée par l'intermédiaire de la modélisation des flux physiques).

Nous présentons en annexe notre modélisation des coûts (**Annexe 2**). Une nouvelle fois nous estimons l'incertitude afférente aux données sources utilisées pour modéliser les paramètres économiques. Il faut cependant noter que cette incertitude est indépendante de celle associée aux flux physiques qui sont parfois utilisés dans le calcul économique.

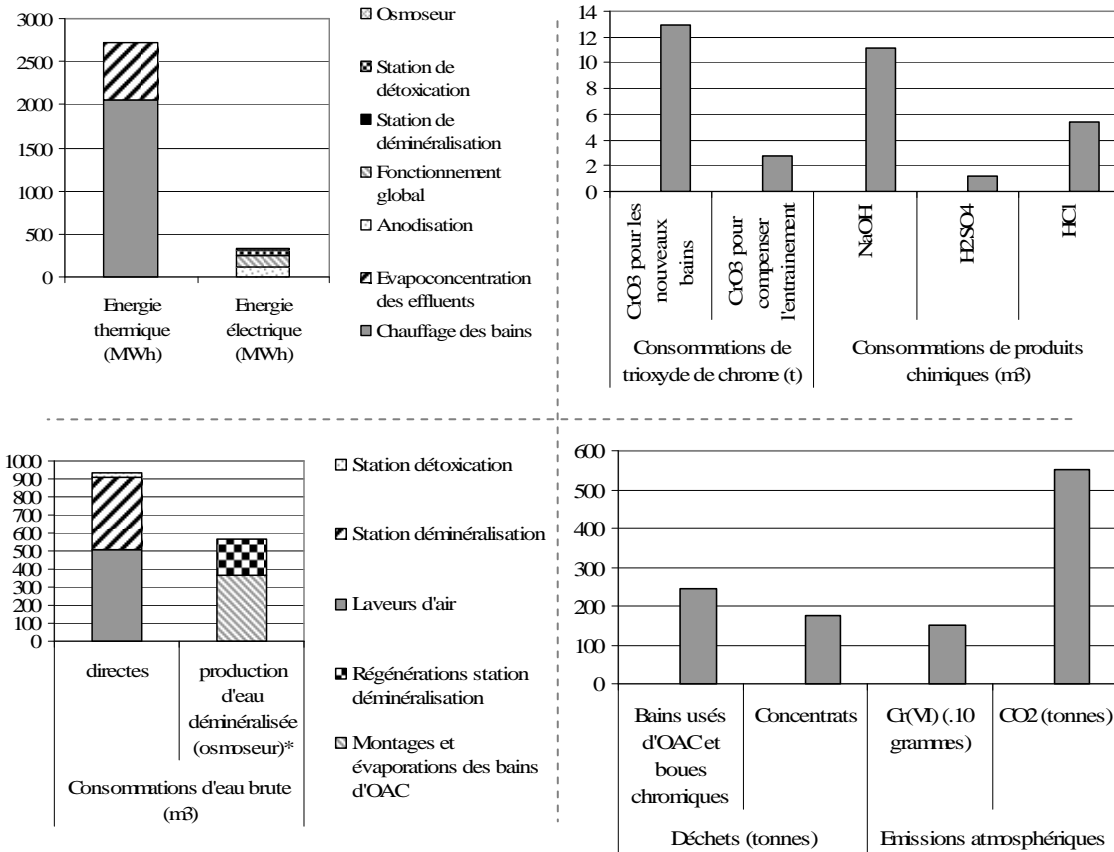
1.1.4 Résultats et validation du modèle

1.1.4.1 Résultats de la modélisation

La modélisation des flux physiques.

La modélisation des flux physiques permet de quantifier pour une année choisie, les impacts environnementaux engendrés par le procédé d'Oxydation Anodique Chromique.

Nous représentons graphiquement (**Figure 45**), pour l'année 2005, les aspects environnementaux déjà détaillés dans notre revue des enjeux sanitaires et environnementaux des traitements de surface (**3.2.1.2 – p166**).



*la quantité d'eau déminéralisée produite par l'osmostat vient compléter la quantité générée indirectement par la consommation d'eau brute dans les laveurs d'air et la station de déminéralisation (qui est ensuite traitée par évapoconcentration et déminéralisée par les résines échangeuses d'ions). Ceci explique notamment pourquoi la quantité d'eau brute consommée dans l'osmostat pour le besoin des bains d'OAC est inférieure à la quantité d'eau déminéralisée réellement nécessaire au cours de l'année (631 m³ pour les nouveaux bains et 231 m³ pour les évaporations)

Figure 45 – Les aspects environnementaux engendrés par le fonctionnement des deux bains d'OAC modélisés pour l'année 2005

Sans rentrer dans les détails, il convient de noter quelques points concernant les graphiques précédents. Les poids des consommations d'énergie thermique et des consommations de produits chimiques semblent importants, d'autant plus que ces dernières sont intimement liées aux quantités de déchets produits. Le trioxyde de chrome (CrO₃) utilisé pour le montage d'un nouveau bain implique en effet nécessairement la sortie d'un bain usé sous la forme d'un déchet. La quantité de CrO₃ entraînée dans les rinçages est quant à elle « piégée » dans les résines et filtres de la station de déminéralisation lors de leur recyclage, puis drainée dans les effluents lors des régénérations (consommations de NaOH et d'HCl), pour finalement être concentrée par évaporation dans la station de détoxification, constituant alors un déchet sous la forme de concentrats. L'observation des consommations d'eau brute doit être faite avec attention puisque, comme il est noté en commentaires de la figure, certains procédés consommateurs d'eau brute (laveurs, station déminéralisation) conduisent à la génération d'eau déminéralisée pouvant être utilisée pour d'autres activités de la ligne (par exemple pour le montage des nouveaux bains).

Notre modélisation des flux physiques permet également d'observer précisément les évolutions de tous ces paramètres en liaison avec les futures variations de production.

Nous considérons dans notre étude les évolutions de production suivantes (**Figure 46**) :

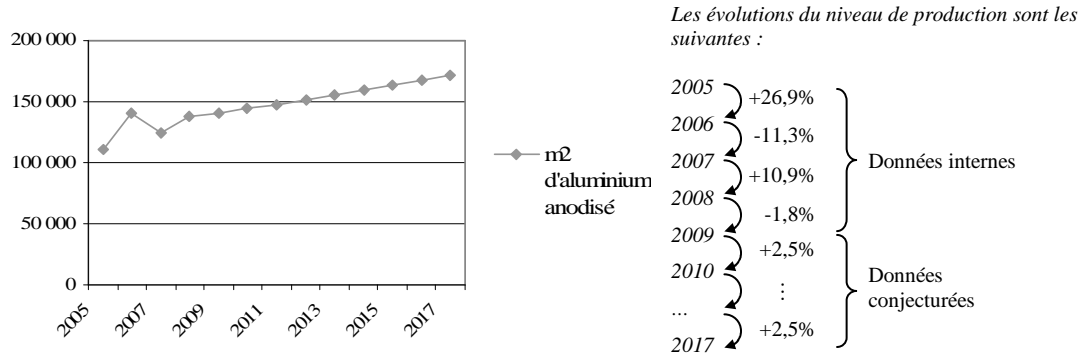


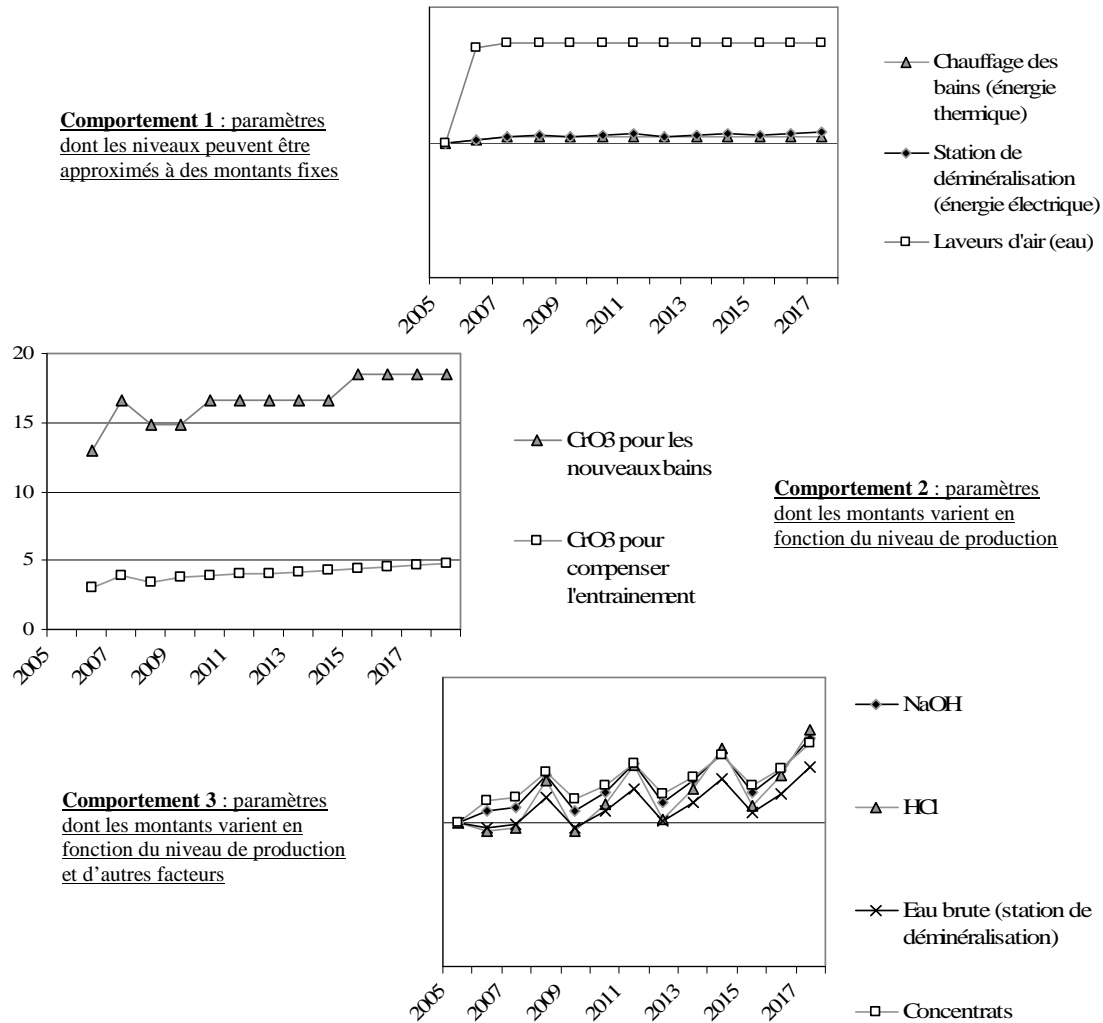
Figure 46 – Les évolutions temporelles du facteur de production de notre modélisation

Nous ne présentons pas dans ce document les effets pour chacun des impacts environnementaux, de cette variation temporelle du niveau de production. Nous mettons cependant en avant, à travers quelques exemples-types, les divers comportements que peuvent avoir les paramètres physiques modélisés. Nous en distinguons trois différents :

- Les paramètres dont les niveaux peuvent être approximés à des montants fixes.
- Les paramètres dont les montants varient en fonction du niveau de production.
- Les paramètres dont les montants varient en fonction du niveau de production et d'autres facteurs.

Ces trois comportements différents sont illustrés par les représentations graphiques suivantes (**Figure 47**) :

CHAPITRE 3



Sur les premier et troisième graphiques, les valeurs suivies sont normalisées à leur niveau de 2005. Ce sont les évolutions en pourcentage, par rapport à cette référence qui sont représentées.

Figure 47 – Les différents comportements des données physiques modélisées

Nous précisons quelques points sur ces exemples :

Les consommations en énergie thermique pour le chauffage des bains sont quasiment fixes dans le temps. Ceci s'explique par le fait que les systèmes de chauffage des bains fonctionnent continuellement (à l'exception d'arrêts annuels³⁰⁰). Il est à noter que les bains ne sont chauffés les samedis et dimanches que depuis 2004, du fait de l'augmentation du niveau de production, notamment pour leur utilisation par des équipes de week-end si besoin est. Ce paramètre peut donc être considéré comme fixe, même s'il est en réalité lié au facteur de production³⁰¹.

Le fonctionnement des laveurs est asservi au chauffage des bains : ils fonctionnent donc en continu sur l'année. Il est cependant à noter que deux laveurs supplémentaires ont été mis en

³⁰⁰ Arrêts de 2 semaines en 2005 et de 3 semaines en 2006.

³⁰¹ Si le niveau de production redescendait à celui de 2004, les bains ne seraient par exemple, plus chauffés le week-end. Il est également à noter que le nombre de changements de bains annuels, qui est directement lié au facteur de production, influe sur les consommations d'énergie thermique. Cependant, l'énergie nécessaire à une montée en température est négligeable relativement aux consommations nécessaires au maintien continu de la température.

place sur la ligne durant l'été 2005³⁰², ce qui explique le « saut » que subit la consommation d'eau brute entre 2005 et 2006. Ceci engendrera en outre une génération d'eau déminéralisée supplémentaire en tant que « sous-produit » des laveurs d'air, avec pour effet une diminution de la sollicitation de l'osmoseur.

Les consommations de trioxyde de chrome (CrO_3) sont intimement liées au facteur de production. L'évolution de la partie de ces consommations dédiée à la compensation des pertes par entraînement dans les rinçages, est directement proportionnelle à celle de la surface d'aluminium traitée. En revanche, la quantité nécessaire au montage des nouveaux bains dépend du nombre de changements, ces derniers étant dans notre étude, modélisés par seuil³⁰³ : c'est donc le franchissement au cours de l'année d'une surface d'aluminium traitée supplémentaire qui engendre un remplacement en plus. La consommation n'est donc plus directement proportionnelle au facteur de production, mais y reste liée à travers le dépassement du seuil défini.

Les consommations, dans la station de déminéralisation, d'hydroxyde de sodium (NaOH), d'acide chlorhydrique (HCl) et d'eau brute sont directement liées aux nombres de régénérations des résines échangeuses d'ion et des filtres. De même, plus le nombre de régénérations augmente, plus le volume d'effluents à traiter en station de détoxification est élevé, ce qui engendre un accroissement du tonnage de concentrats à traiter en externe. Or, dans notre modélisation, le nombre de régénérations est influencé par le niveau de production d'une part et par l'âge des résines d'autre part : le premier facteur explique la tendance à l'augmentation dans le temps des paramètres ici considérés, tandis que le second est à l'origine de l'effet cyclique modélisé (le nombre de régénérations augmente sur les trois ans de vie des résines puis diminue drastiquement lorsque ces dernières sont changées).

Tous ces points auront nécessairement une implication économique. Nous nous attachons désormais à étudier les résultats de notre modélisation sous cet aspect.

La modélisation des coûts

Tout comme cela était le cas pour la modélisation des flux physiques, nous observons en premier lieu les résultats pour notre année référence (2005). Nous considérerons par la suite l'évolution temporelle de ces coûts en relation avec celle du niveau de production.

Une première approche consiste à représenter les coûts en liaison directe avec les impacts environnementaux étudiés (**Figure 45 – p222**). Nous présentons ces résultats en annexe (**Annexe**

³⁰² Jusqu'ici, les bains d'OAC « partageaient » un laveur d'air avec d'autres bains, tandis qu'aujourd'hui, un unique équipement leur est entièrement dédié.

³⁰³ La fait que notre modélisation ne fonctionne pas de manière continue, chaque année étant modélisée indépendamment de la précédente (à l'exception d'un ou deux paramètres), constitue un handicap pour les paramètres modélisés par « seuil ». Certains résultats peuvent en effet être biaisés. Ainsi, au cours d'une année, le franchissement d'un seuil relatif à la surface d'aluminium traitée dans les bains d'OAC, implique un changement de bain supplémentaire. Un niveau de production annuel, se situant juste au-dessous d'un nouveau seuil de remplacement, engendrerait un changement de bain en moins, sans que la forte proximité du seuil ne soit répercutée sur l'année suivante.

3). Un nombre important de coûts n'y sont cependant pas inclus (Main d'œuvre, dépréciation des équipements, etc.)

Les coûts estimés pour l'année 2005 peuvent alors être présentés par l'intermédiaire des catégories définies dans l'approche EMA. Le tableau suivant (Tableau 35) présente les coûts fixes et variables agrégés dans ces dernières.

	Coûts fixes	Coûts variables	Total	Coûts fixes	Coûts variables	Total
Coûts purement opérationnels	15%	10%	25%	24%	16%	40%
Coûts d'achats des matières incluses dans le produit	0%	37%	37%			
Coûts d'achat des matières ne constituant pas un produit	2%	7%	9%	4%	11%	15%
Coûts de gestion des déchets, effluents et émissions	11%	12%	24%	18%	20%	38%
Coûts de la prévention des pollutions	3%	1%	5%	5%	2%	7%
Total	32%	68%	100%	51%	49%	100%

Tableau 35 – Les coûts modélisés pour l'année 2005

La première remarque que nous effectuons concerne l'intérêt d'inclure les coûts d'achat des matières composant le produit. En effet, en ce qui concerne le procédé ici considéré, ces coûts sont quasiment exclusivement³⁰⁴ le fait de l'achat de l'aluminium composant les pièces traitées. Or, dans notre étude de cas, les pièces qui arrivent ont déjà été usinées et possèdent leur forme finale. L'information qu'apporte le coût d'achat de la matière première n'est donc pas exploitable si la totalité des procédés n'est pas considérée ; la connaissance de cette valeur étant notamment intéressante si elle est comparée au coût d'achat des pertes de matières induites par l'usinage de l'aluminium.

Cette remarque est d'autant plus importante que dans notre modèle nous avons réaffecté le coût d'achat de l'aluminium au procédé OAC au *pro rata* du nombre de bains qui composent la ligne Saturne. Cette démarche traduit le fait que le traitement de protection contre la corrosion, réalisé sur la ligne, implique le passage dans d'autres bains, dont les coûts de fonctionnement ne sont pas ici inclus. Pour une meilleure représentativité³⁰⁵ de la contribution aux coûts totaux, il convenait de ne pas totalement affecter le coût d'achat de l'aluminium composant la pièce aux bains d'OAC ici modélisés.

C'est pourquoi, nous avons présenté les résultats avec et sans les coûts d'achat des matières incluses dans le produit.

Nous considérons que la non prise en compte du coût d'achat de l'aluminium permet une meilleure transparence relativement à la répartition entre les coûts variables et les coûts fixes du procédé modélisé. Nous notons ainsi que les coûts fixes de notre modèle constituent un montant relativement important. Nous rappelons que le détail des coûts fixes et variables est accessible en annexe, à travers la présentation précise de notre modèle des coûts (Annexe 2).

³⁰⁴ Seul le coût des consommations électriques d'anodisation y est également inclus (ce qui est négligeable comparé au coût d'achat de l'aluminium).

³⁰⁵ Par cette méthode, sous réserve que les coûts engendrés par le fonctionnement des autres bains soient relativement proportionnels à celui des bains d'OAC, le ratio [coûts d'achat des matières premières/coûts totaux] sera équivalent à celui présenté ici.

CHAPITRE 3

Indépendamment de ces considérations, les coûts purement environnementaux constituent un montant extrêmement important (45% des coûts totaux), ceci étant tout particulièrement vrai pour les coûts de gestion des déchets.

Notre modélisation des coûts étant basée sur une démarche MFCA (traduite par le modèle appliqué aux flux physiques) il nous est possible de précisément observer les coûts de prévention et de gestion des pollutions. Ceux-ci sont associés aux fonctionnements des divers équipements (actifs) environnementaux. Nous présentons ces coûts dans le tableau suivant (Tableau 36) :

		Air et climat	Effluents liquides	Déchets
Coûts de gestion des déchets, effluents et émissions	Dépréciation des équipements	4,5%	3,9%	
	Matières opérationnelles	8,5%	5,9%	
	Eau	0,2%	0,0%	
	Energie	0,8%	4,8%	
	Main d'œuvre	0,3%	4,2%	0,2%
	Loyer et entretien des surfaces	0,6%	6,4%	12,8%
	Prestation de pompage			2,9%
	Taxe			0,9%
	Transport			6,3%
	Traitement			20,5%
	TOTAL	14,9%	25,2%	43,6%
	Coûts de la prévention des pollutions	Dépréciation des équipements		1,0%
Matières opérationnelles			5,6%	
Eau			0,1%	
Energie			0,1%	
Main d'œuvre			3,2%	
Loyer et entretien des surfaces			6,2%	
TOTAL			16,3%	
Total	14,9%	41,5%	43,6%	
		100,0%		

Traitements externes des déchets : Station de détoxification, Laveurs d'air, Station de déminéralisation

Tableau 36 – Les coûts purement environnementaux du procédé modélisé

Ces résultats permettent d'observer la contribution de chaque activité ou équipement environnemental, aux coûts que nous nommons ici « purement environnementaux ». Le coût total de traitement externe des déchets représente ainsi près de 45% des coûts ici observés (soit 20% des coûts totaux³⁰⁶), tandis que ceux liés à la gestion des effluents liquides en interne y contribuent environ à hauteur de 40%. Ce dernier montant est composé d'une partie dédiée au traitement interne dans la station de détoxification (25%) et d'une autre liée au recyclage des eaux de rinçage (16%).

³⁰⁶ Ou 45% de 45% des coûts totaux.

Nous notons l'efficacité du procédé en terme de consommation d'eau brute. Ainsi, les consommations d'eau ne représentent qu'environ 0,3% des coûts purement environnementaux (**Tableau 36**) et respectivement 0,15% ou 0,24% des coûts totaux (**Tableau 35**), selon que le coût d'achat de l'aluminium composant les pièces y soit incorporé ou non. Ceci est bien évidemment explicable par les faibles pertes de la ligne qui fonctionne en rejet zéro concernant les effluents liquides : les pertes sont observées au niveau des bains par évaporation ou lors de leur enlèvement en fin de vie, au niveau des laveurs d'air lors de la pulvérisation dans les rideaux d'eau et dans les concentrats en sortie d'évapoconcentrateur.

Il convient cependant d'observer les coûts plus précisément par une démarche de type ABC (Activity Based Costing). Nous nous attachons dès lors à étudier les activités qui en sont à l'origine.

Nous choisissons, pour illustrer cette approche, de partir du coût de traitement externe des déchets. Ce montant, qui comme signalé ci-dessus, représente environ 45% des coûts purement environnementaux (soit 20% des coûts totaux si le coût d'achat de l'aluminium n'est pas inclus), s'il est plus finement observé, permet d'orienter l'analyse. Les déchets traités en externe sont en très grande majorité des bains usés et des concentrats, ces derniers provenant de différents effluents liquides traités dans la station de détoxification (essentiellement effluents des laveurs d'air et éluats de régénération des résines échangeuses d'ions de la station de déminéralisation). Il convient donc de distinguer le coût de traitement des déchets selon ces catégories, ce qu'illustre le graphique suivant (**Figure 48**) :

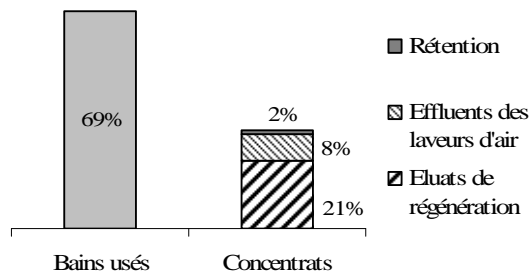


Figure 48 – L'observation plus précise des coûts de gestion externe des déchets

Or, les éluats de régénération existent du fait de l'activité de recyclage des eaux de rinçage : le flux [17] du diagramme à partir duquel notre modèle est construit (**Figure 40**), est induit par la boucle réalisée par le flux [14]. Une partie des coûts de fonctionnement de la station de détoxification (**Tableau 36**) est donc attribuable au recyclage des eaux de rinçage. Cette réflexion est également applicable au fonctionnement des laveurs d'air. Par transposition, il est aussi possible d'ajouter au coût de traitement externe d'un bain usé, le montant nécessaire au montage du nouveau bain, afin que l'impact économique total d'un remplacement soit estimé.

Finalement, les coûts observés selon cette vision sont présentés, pour l'année 2005, dans le tableau suivant (**Tableau 37**) :

CHAPITRE 3

	Avec imputation des coûts fixes*	Contribution aux coûts totaux modélisés**
Recyclage des eaux de rinçage	43%	19,3%
Traitement des émissions atmosphériques	22%	9,9%
Changement de bains	35%	15,9%
Total	100%	45,2%

* L'imputation des coûts fixes se fait naturellement au prorata de la sollicitation des équipements utilisés.

** Nous n'incluons pas dans les coûts totaux le coût d'achat de l'aluminium (Tableau 35).

Tableau 37 – Les coûts de certaines activités pour l'année 2005

L'impact du recyclage des eaux de rinçage sur les coûts totaux apparaît alors comme étant bien plus important que ce que laissait penser l'analyse initiale : les « coûts bruts » de prévention des pollutions qui contribuent à 7% des coûts totaux (Tableau 35 – p226), doivent finalement être observés en liaison avec tous les coûts induits par l'activité « recyclage des eaux de rinçage » : ce ne sont alors pas moins de 20% des coûts totaux (Tableau 37) qui y sont rattachés.

Même si nous ne les présentons pas ici, il faut garder à l'esprit que les coûts des activités sont influencés par des facteurs physiques quantifiables. En plus d'être lié à la surface d'aluminium traitée, le coût de recyclage des eaux de rinçage est à rapporter au volume d'eau recyclé (environ 37000 m³ en 2005) et au nombre de régénérations induites (15 pour 2005). La quantité de Cr(VI) captée (25 kg en 2005) devra, quant à elle, être liée au coût de traitement des émissions atmosphériques.

Pour conclure, toutes ces données économiques sont, dans notre modèle, étudiées dynamiquement en fonction du niveau de production. L'évolution d'activité conjecturée (Figure 46) a divers effets sur les flux physiques que nous avons déjà présentés (Figure 47) et ces effets se retranscrivent finalement dans l'évolution des coûts. Ceux-ci ne sont en outre pas aisément identifiables à travers les catégories de coûts agrégées, comme le montre le graphique suivant (Figure 49).

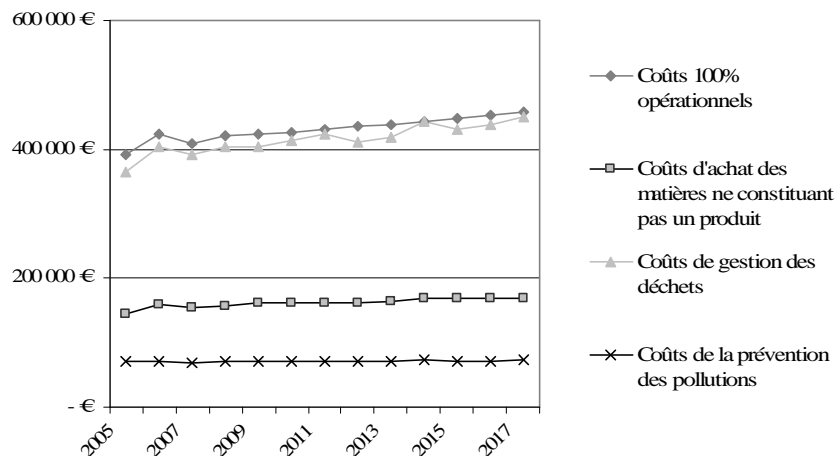


Figure 49 – L'évolution des coûts modélisés

Nous précisons que les coûts d'achat de l'aluminium composant les pièces traitées ne sont pas inclus dans le graphique précédent.

1.1.4.2 Validation du modèle et qualification de l'incertitude globale

Nous cherchons dans cette partie à valider les résultats obtenus par l'intermédiaire de notre modélisation. Cependant, étant donné que nous avons développé notre modèle sur la base des données obtenues sur une année référence (2005), il n'est pas envisageable de valider l'ensemble des résultats sur cette même année. Nous vérifions tout de même que les résultats agrégés sont conformes à ceux enregistrés dans les divers documents internes.

La confrontation des résultats agrégés, estimés à partir du niveau de production, aux données réellement enregistrées nous a permis de valider la cohérence de notre modèle sur l'année 2005. Nous présentons dans le tableau suivant quelques exemples des différences induites par notre modèle :

Paramètres estimés dans notre modèle à partir du niveau de production	Différence en valeur absolue avec les données sources réellement enregistrées
Chauffage des bains (énergie thermique = gaz)	6%
Nombre de régénérations (net = ajusté au niveau de production annuel)	7%
NaOH	8%
HCl	8%
Eau brute pour les régénérations	8%
Eau déminéralisée pour les régénérations	8%
Eau recyclée	3%
Effluents de régénération des résines échangeuses d'ions	8%
Effluents des laveurs d'air	8%
Pastilles de sel	6%
Eau brute (consommée par l'osmoseur)	6%
Bilan sur l'eau déminéralisée (Pertes – gains à compenser grâce à l'osmoseur)	6%
Effluents de régénération des résines échangeuses d'ions	8%
Effluents des laveurs d'air	8%
Evapoconcentration (Energie thermique)	17%
Distillats	14 %
Concentrats	12 %
Temps de fonctionnement annuel de l'osmoseur	6%
Temps de fonctionnement annuel de l'évapoconcentrateur	1%

Tableau 38 – Différences entre la modélisation et les données-sources

Nous précisons que ces différences sont estimées par l'intermédiaire de la modélisation réalisée sur l'intégralité de la ligne de traitement de surface et non simplement sur les bains d'OAC. Ces différences ne sont en outre pas liées aux incertitudes déjà qualifiées précédemment (Tableau 33 – p218), puisqu'elles sont le fait de notre modèle alors que les précédentes portent sur les données-sources utilisées dans la construction de celui-ci.

Nous avons donc qualifié trois niveaux d'incertitudes différents :

- Les incertitudes des données sources utilisées pour notre modèle physique.
- Les incertitudes des données sources utilisées pour notre modèle économique.
- Les incertitudes du modèle en lui-même.

Nous utilisons finalement, ces trois sources d'incertitudes, afin d'évaluer l'incertitude relative à chacun des paramètres modélisés.

Nous rappelons que pour cela nous utilisons en premier lieu la règle applicable à la multiplication d'incertitudes (nous multiplions dans notre approche, des données issues du modèle physique avec des données économiques) :

Si A et B sont non corrélés, et si la formule de multiplication est la suivante : $A(\pm a\%) \bullet B(\pm b\%) = C(\pm c\%)$, alors, l'intervalle de confiance relatif « c » vaut : $c = \sqrt{(a^2 + b^2)}$.

Le tableau suivant (Tableau 39) permet de préciser les incertitudes possibles pour les résultats issus de la multiplication de deux paramètres « incertains ». Etant donné que les fourchettes d'incertitude associées à nos catégories ne sont pas extrêmement précises, nous arrondissons les valeurs des bornes.

Paramètre a \ Paramètre b	Pas d'incertitude notable < 5%	Faible incertitude 5% < < 15%	Incertitude moyenne 15% < < 30%	Forte incertitude > 30%
Pas d'incertitude notable < 5%	< 7%	5% < < 16%	15% < < 30%	> 30%
Faible incertitude 5% < < 15%	5% < < 16%	7% < < 21%	16% < < 34%	> 30%
Incertitude moyenne 15% < < 30%	15% < < 30%	16% < < 34%	21% < < 42%	> 33%
Forte incertitude > 30%	> 30%	> 30%	> 33%	> 42%

Tableau 39 – Incertitudes possibles pour le résultat de la multiplication de deux paramètres

L'utilisation de l'incertitude intrinsèque à notre modèle, que l'on intègre à l'intervalle évalué pour la multiplication des données, nous permet en fin de compte, de préciser l'incertitude de chaque paramètre³⁰⁷. Les incertitudes estimées sont consignées dans le modèle des coûts présenté en annexe (Annexe 2).

Nous précisons également, que les incertitudes liées aux coûts totaux issus de la somme des différents coûts du modèle, ne peuvent être estimées par des opérations de somme sur les incertitudes des autres paramètres. En effet, dans notre modèle, certains coûts sont évalués par la réaffectation d'une valeur agrégée : ils sont donc corrélés. Les incertitudes des coûts unitaires, dues à une réaffectation imprécise, peuvent alors s'avérer importantes bien que l'incertitude liée à leur somme est relativement faible. Pour une compréhension plus facile de ce phénomène, nous en présentons un exemple (Figure 50).

³⁰⁷ Il convient de noter que la modélisation en elle-même n'induit pas une incertitude sur un grand nombre de paramètres.

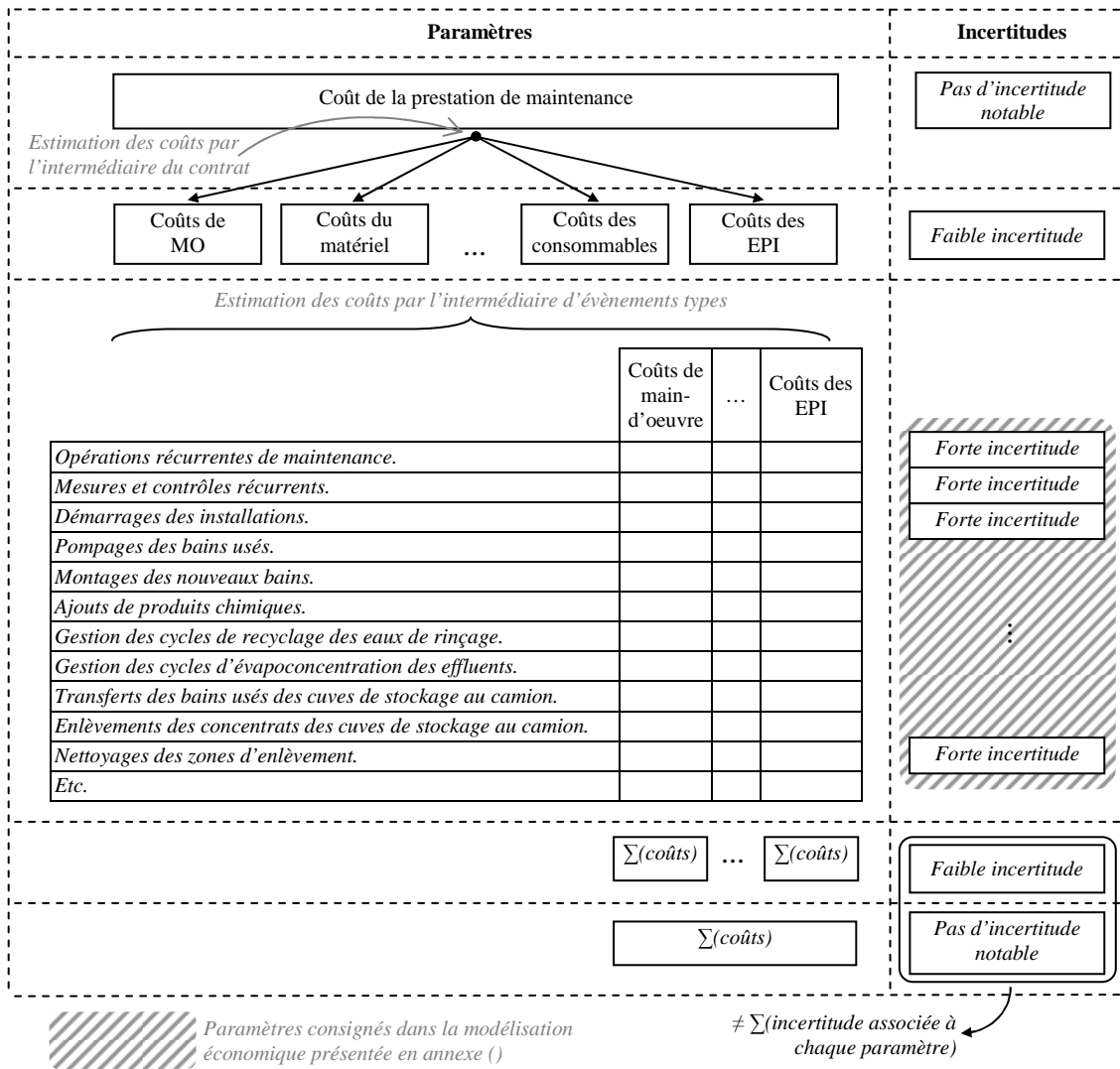


Figure 50 – la gestion des incertitudes de paramètres corrélés (car issus d'une donnée agrégée)

Nous n'avons donc, pour l'instant, pas étudié l'incertitude globale de notre modèle (coût total). Nous avons cependant pu comparer l'estimation, par notre modèle, du coût de traitement d'une pièce pour l'année 2005, au même montant issu des documents comptables. Ainsi, même si nous ne pouvons fournir une quantification précise de la différence entre ces deux valeurs, notamment car le coût estimé dans les comptes de l'entreprise incorpore certains procédés supplémentaires (peinture notamment), la cohérence en terme d'ordre de grandeur est validée³⁰⁸.

Finalement, la validation de notre modèle ne sera effective, que lorsque les données générées par le modèle seront confrontées à celles réellement enregistrées en interne, sur une autre année que 2005³⁰⁹. Il reste que l'effort réalisé pour la quantification de l'incertitude associée à chaque paramètre modélisé, permet une exploitabilité accrue des données.

³⁰⁸ Validation interne à l'entreprise.

³⁰⁹ Cette étape n'a pu être réalisée au cours de notre projet.

Parmi les paramètres qu'il conviendra de suivre tout particulièrement, pour une validation réelle du modèle, nous notons :

- La quantité d'effluents traités dans l'évapoconcentrateur.
- L'évolution de l'efficacité des résines de la station de déminéralisation en relation avec leur âge.
- L'efficacité de l'évapoconcentrateur en fonction des différents types d'effluents traités.
- La quantité de concentrats générée.

Nous ne nous attardons pas sur ce point dans ce document, car il ne nuit pas à la compréhension de la démarche globale, mais nous signalons qu'une non-correspondance entre certaines données enregistrées par le département maintenance (à partir desquelles nous avons construit notre modèle) et les données consignées dans le récapitulatif déchets, confère à notre modèle une incertitude que nous ne prenons pas en compte ici. Nous avons proposé diverses interprétations sans pouvoir trancher définitivement en faveur de l'une ou l'autre.

1.2 L'élargissement de la mesure environnementale

Comme nous l'avons vu lors du dimensionnement de notre modèle de recherche (4.2.1.2 – p188), l'outil le plus adapté à l'élargissement de la mesure de la performance environnementale d'un produit ou d'un procédé, est l'Analyse de Cycle de Vie.

Nous avons décidé pour des raisons pratiques de mettre en œuvre une ACV simplifiée.

1.2.1 La méthodologie utilisée et le périmètre de déploiement

1.2.1.1 L'ACV simplifiée

Il est bien évident que le périmètre considéré dans une Analyse de Cycle de Vie, de même que le niveau de détails requis, varient grandement selon le projet considéré.

L'un des enjeux majeurs de l'approche ACV est l'identification des « *points clés* » qui doivent être étudiés en détail. Les « *points-clés* » sont parfois vus comme les aspects de l'étude qui permettent d'aboutir à des conclusions solides, d'autres fois, ce sont simplement les domaines dans lesquels les améliorations entraînent les gains environnementaux les plus importants, enfin, ils peuvent aussi être vus comme les phases du cycle de vie qui contribuent le plus aux impacts totaux du système étudié [Harscoet et al., 2007].

Les méthodes d'ACV simplifiées visent généralement à ne considérer que les données qui permettent de remplir les objectifs énumérés ci-dessus : le socle minimum d'informations nécessaire à la formulation de conclusions fiables est alors collecté.

Finalement, les approches simplifiées les plus répandues sont les suivantes :

- Uniquement estimer les flux et montants physiques sans précisément quantifier leur contribution à des problèmes environnementaux (type réchauffement climatique).
- Ne considérer qu'un seul critère, comme par exemple la consommation d'énergie.
- Réduire l'analyse à certains enjeux environnementaux et à certaines phases du cycle de vie.

Nous utilisons finalement une approche, basée sur la norme ISO 14040, qui combine parmi les trois points mentionnés ci-dessus, le premier et le troisième : nous réduisons d'une part notre analyse aux impacts environnementaux que nous avons d'ores et déjà identifiés comme majeurs pour le secteur des traitements de surface (3.2.1.2 – p166), et d'autre part, nous nous contentons d'évaluer leur valeur.

Nous n'intégrons finalement dans notre analyse que les flux considérés comme significatifs pour chacune des catégories suivantes :

- Consommations d'eau.
- Consommations d'énergie.
- Consommations de produits chimiques.
- Substances dangereuses relâchées dans l'environnement.
- Déchets générés.
- Consommations de ressources non renouvelables.
- Emissions de CO₂.

L'identification des flux significatifs s'effectue sur la base de la méthodologie définie dans la documentation ISO. Pour résumer, nous discriminons les entrées et sorties d'une phase du cycle de vie, selon leurs importances relatives : nous considérons qu'un flux est significatif s'il représente plus de 5% de sa catégorie (consommations d'eau, consommations d'énergie, etc.). Enfin, l'ensemble des flux significatifs d'une catégorie doit représenter plus de 95% de celle-ci. Cette démarche itérative est initialement déployée sur la phase d'anodisation de l'aluminium, puis nous remontons ou descendons pour chaque flux identifié, pour cette dernière, comme étant significatif, le long de son cycle de vie (approvisionnement, fabrication, extraction, etc / enlèvement, transport, élimination, etc.).

1.2.1.2 Le périmètre de déploiement

Il convient de préciser les objectifs et le périmètre de déploiement de notre ACV simplifiée. Ainsi, l'objectif est de fournir une analyse élargie du point de vue environnemental du procédé d'Oxydation Anodique Chromique. Nous nous contentons d'une démarche simplifiée qui doit permettre d'identifier les phases du cycle de vie qui impactent le plus l'environnement. A terme cette évaluation doit aboutir à une mise en avant des voies d'amélioration possibles.

Nous définissons dans notre analyse, l'unité fonctionnelle comme étant le traitement par anodisation d'une surface type d'aluminium. L'unité fonctionnelle est habituellement intégrée

dans un contexte spatial ou temporel, mais dans notre cas, le paramètre quantitatif est suffisant. Nous fixons finalement l'unité fonctionnelle à 10 000 m² d'aluminium traité.

Nous nous sommes servis des résultats de notre modélisation des flux physiques pour déterminer les flux significatifs de la phase d'anodisation. Nous avons également dû effectuer des recherches plus poussées sur certaines phases du cycle de vie se situant en amont de la modélisation. Les phases induites par la production du trioxyde de chrome (extraction du minerai de chromite, production de chromate de sodium, production de dichromate de sodium, etc.) ainsi que les ressources mises en jeu dans ces dernières (carbonate de sodium pour la production de chromate de sodium, acide sulfurique pour la production de dichromate de sodium, etc.) ont par exemple fait l'objet d'une attention toute particulière. Nous ne détaillons pas ici les résultats de ces recherches, qui peuvent cependant être consultés dans le document intitulé « *Use of LCA to evaluate the environmental benefits of substituting Chromic Acid Anodising (CAA)* » [Harscoet et al., 2007].

Nous présentons cependant à travers le graphique suivant (**Figure 51**), le périmètre de notre étude qui est finalement constitué de tous les flux identifiés comme significatifs. Il faut toutefois garder à l'esprit que la construction de ce diagramme est le fruit d'une démarche itérative mettant en œuvre des étapes de recueil de données que nous décrivons dans la partie suivante.

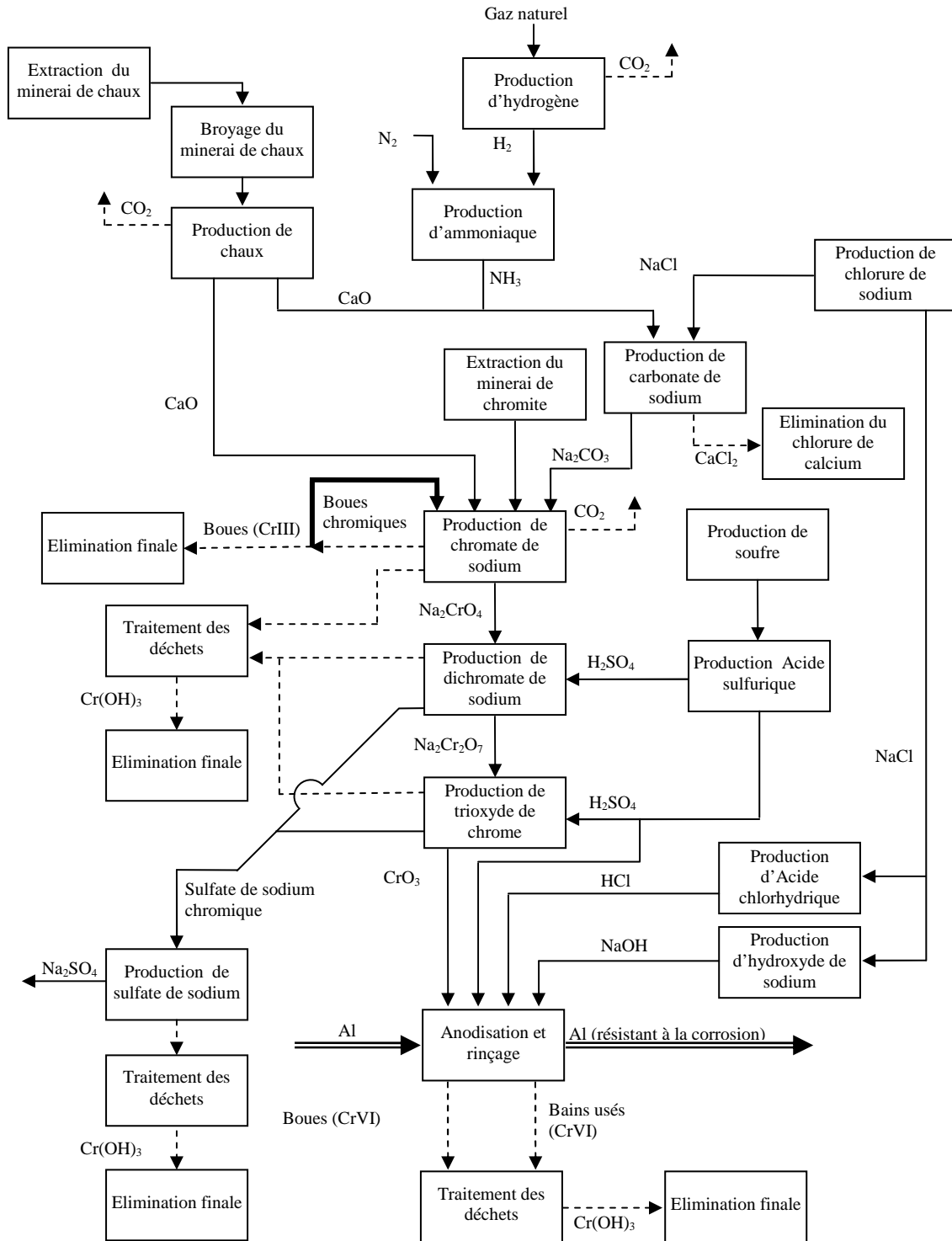


Figure 51 – Les flux significatifs du cycle de vie du procédé OAC

1.2.2 Déploiement de l'analyse et interprétation des résultats

1.2.2.1 Recueil des données

En dehors de la phase principale (phase d'anodisation de l'aluminium), pour laquelle les données sont issues de notre modélisation réalisée à partir de données observées sur le site de

notre étude de cas, nous nous sommes basés sur des sources externes pour l'évaluation des entrées et sorties des autres étapes.

La base de données Ecoinvent³¹⁰ fut la principale source utilisée. Cependant, certains paramètres spécifiques ont fait l'objet de compléments par l'intermédiaire d'autres références [US EPA, 1984], [US EPA, 1989], [US EPA, 1996b], [ECB, 2005], [Kowalsky et al., 2005]. Ce dernier point est tout particulièrement vrai pour l'évaluation des émissions atmosphériques de composés chromés au cours des différentes phases du cycle de vie [Harscoet et al., 2007].

Nous présentons finalement les résultats détaillés de la quantification des flux significatifs et de l'évaluation des impacts environnementaux considérés en annexe (**Annexe 4**).

1.2.2.2 Résultats et discussion

Le premier point notable est, comme le montre le graphique suivant (**Figure 52**), la forte contribution de la phase d'anodisation aux impacts environnementaux du cycle de vie. Il reste que ce résultat semble logique puisque le traitement de 10 000 m² d'aluminium requiert environ 1300 kg de trioxyde de chrome, cette quantité restant quelques mois dans le périmètre de l'atelier de traitement de surface. Durant cette période, de l'énergie, de l'eau et d'autres ressources sont bien évidemment consommées. En comparaison, le temps nécessaire à la fabrication de la quantité de trioxyde de chrome ici mise en jeu, est bien plus faible (très certainement de l'ordre de la journée), ce qui explique pourquoi la phase d'anodisation contribue autant aux impacts environnementaux.

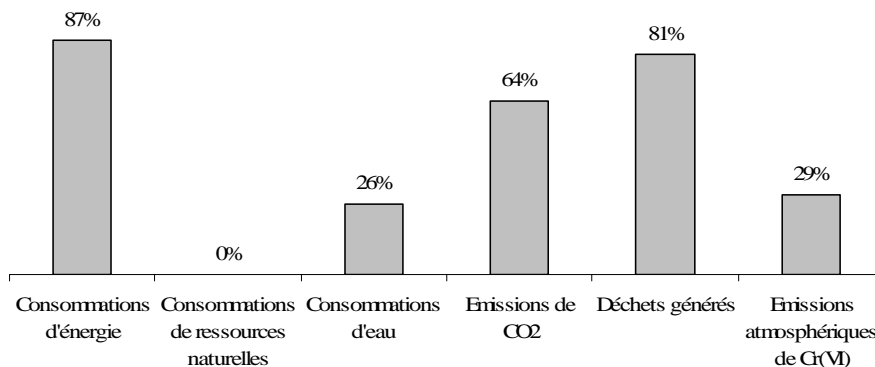


Figure 52 – Contribution de la phase d'anodisation aux impacts environnementaux sur le cycle de vie

Le graphique précédent montre cependant que les impacts de la phase d'anodisation peuvent être séparés en deux catégories distinctes :

- Les impacts majeurs du procédé qui sont clairement les consommations d'énergie et les déchets générés. Le fait que l'aluminium anodisé contribue à environ 80% de la quantité totale de déchets n'est en outre pas surprenant puisque la totalité des composés chimiques utilisés pour former, par mélange avec de l'eau, l'électrolyte du

³¹⁰ <http://www.ecoinvent.ch>

bain, devient un déchet lorsque la qualité minimale requise pour le traitement n'est plus atteinte.

- Les impacts pour lesquels la performance environnementale du procédé peut être considérée comme bonne. Ainsi, lorsqu'elles sont comparées avec les données recueillies sur la totalité du cycle de vie, les consommations d'eau et les émissions de chrome hexavalent, représentent des quantités relativement faibles. Ceci est tout particulièrement vrai pour les consommations d'eau, ce qui démontre l'efficacité environnementale des résines échangeuses d'ions utilisées pour le recyclage des eaux de rinçage.

Pour élargir l'analyse, nous observons dans les graphiques suivants, les résultats des autres phases sans que l'étape d'anodisation ne soit prise en compte (Figure 53) :

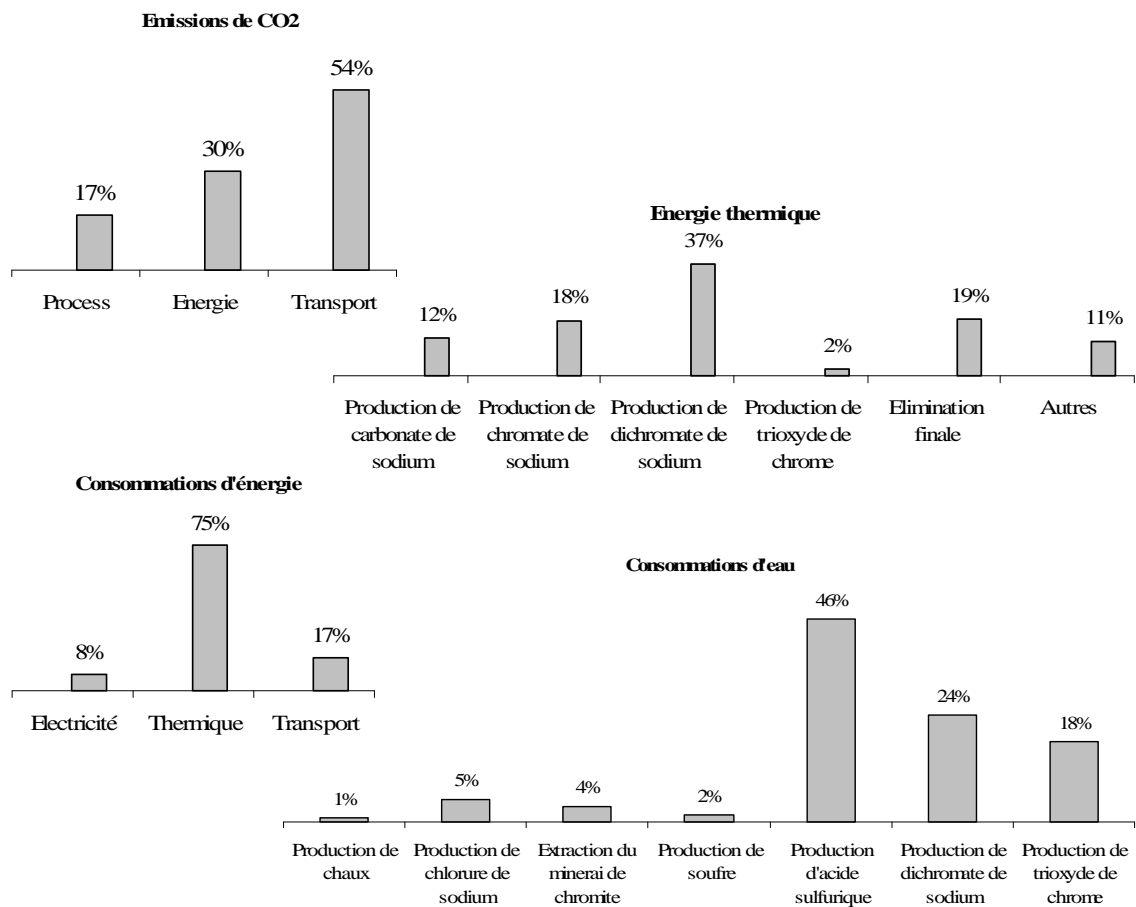


Figure 53 – Impacts environnementaux lors de la phase d'anodisation non incluse dans l'analyse

Lorsque la phase d'anodisation n'est pas considérée, les consommations énergétiques se font principalement sous la forme d'énergie thermique, 71% de ces dernières étant induit par la production des divers composés chimiques. Nous notons en revanche qu'en dehors de la phase principale, les émissions de CO₂ sont majoritairement la conséquence des activités de transport. Ceci s'explique par le fait que certains procédés nécessitent des ressources

naturelles dont l'extraction s'effectue dans des pays géographiquement éloignés³¹¹. Enfin, les procédés de fabrication de l'acide sulfurique, du dichromate de sodium³¹² et du trioxyde de chrome, contribuent fortement aux besoins en eau.

1.3 L'intégration des risques accidentels et chroniques

Nous nous penchons désormais sur les risques du procédé d'Oxydation Anodique Chromique. Comme nous l'avons déjà signalé lors de la présentation de notre modèle de recherche (4.2.1.3 – p188), nous sommes amenés à distinguer deux types de risques : les risques accidentels et les risques chroniques (approche CTSA : Cleaner Technologies Substitute Assessment).

Dans notre étude, nous considérons deux périmètres distincts pour l'évaluation de ces deux types de risques :

- La ligne de traitement de surface dans sa globalité pour l'évaluation des risques accidentels.
- Les procédés d'OAC pour l'évaluation des risques chroniques.

Ce choix s'est imposé tout naturellement du fait de la nature des méthodes d'évaluation mise en œuvre. Ainsi l'analyse des risques accidentels nécessite la prise en compte de toute la chaîne d'activité, une attention toute particulière devant par exemple être portée sur les possibilités de mélanges de produits chimiques incompatibles. De leur côté, les risques chroniques peuvent être caractérisés à partir des propriétés des substances mises en jeu dans un procédé précis.

Nous précisons également que « dangers » et « risques » doivent être distingués : le risque est le résultat de l'exposition à un danger (Risque = Exposition * Danger) et se caractérise par la gravité de ses effets et la probabilité qu'il survienne (son occurrence).

L'approche que nous avons choisie pour intégrer les risques dans notre étude est probabiliste : nous tentons d'évaluer pour chacun des risques sélectionnés, sa probabilité d'occurrence et sa conséquence en terme économique pour l'entreprise.

A ce titre, nous signalons un point important : étant donné les incertitudes de notre analyse de risques (principalement dues à un manque de données), nous avons choisi de majorer les probabilités d'occurrence des événements identifiés, ce qui revient à ajouter une pointe de déterminisme dans l'approche probabiliste (4.2.1.3 – p188). Cette majoration intervient par exemple lorsque lors d'un choix, le doute étant présent, le paramètre le plus défavorable est sélectionné. D'autres données incertaines pourront aussi intégrer un facteur multiplicatif générant une marge de sécurité.

³¹¹ Dans notre analyse, les procédés de fabrication des chromates et dichromates de sodium représentent 52% des émissions de CO₂ par le transport. Nous considérons en effet que ces deux étapes sont réalisées par une même entreprise située en Europe (Allemagne), qui s'approvisionne en minerai de chromite principalement extrait en Afrique du Sud.

³¹² Les consommations d'eau du procédé de fabrication du chromate de sodium y sont incluses.

Cette dernière réflexion est vraie à la fois pour les risques accidentels et chroniques.

1.3.1 L'analyse des risques accidentels

1.3.1.1 La méthode APR

Le principal risque encouru dans un atelier de traitement de surface est le risque chimique : celui-ci recouvre l'ensemble des risques liés à la détention, la manipulation et l'emploi de produits dangereux, c'est-à-dire de produits qui possèdent des propriétés capables de provoquer des dommages aux personnes, aux biens de l'entreprise et à l'environnement [INRS, 1998]. Nous nous concentrons dès lors sur ce type particulier de risque.

Les accidents qui interviennent dans ce cadre sont principalement liés à des réactions intempestives (réactions exothermiques qui dégagent de la chaleur, réactions générant des gaz pouvant être inflammables, réactions exothermiques générant des gaz), à des incendies ou à des explosions.

Une revue très succincte des méthodes d'analyse des risques³¹³ développés dans le cadre des industries de procédé, qui mettent en œuvre des équipements pour la réalisation d'opérations chimiques ou physiques ayant pour objet la transformation de la matière, nous a permis de sélectionner la méthode APR (Analyse Préliminaire de Risques) comme étant la plus en ligne avec notre approche.

En effet, l'Analyse Préliminaire de Risques (APR) est tout particulièrement adaptée à la démarche que nous souhaitons mener ici [Mortureux, 2002] :

- En premier lieu nous cherchons à analyser qualitativement les risques, par l'identification des situations dangereuses susceptibles de survenir dans l'établissement et à coter ces événements en gravité et en fréquence, afin de les hiérarchiser dans une matrice de risque.
- La seconde phase consiste, après sélection, à quantifier en terme de conséquences et de probabilités d'occurrence ces situations dangereuses : c'est l'évaluation quantitative des risques.

Nous ne présentons pas précisément la méthode APR ; cependant la description de sa mise en œuvre dans les paragraphes suivants doit permettre de distinguer les grandes étapes la composant.

³¹³ Globalement les méthodes peuvent être distinguées selon qu'elles soient inductives (analyse descendante, des causes vers les conséquences) ou déductives (analyse déductive, des conséquences vers les causes). La plupart des méthodes reposent sur des analyses inductives (APR, arbre d'événements, HAZOP, AMDEC) seule la méthode par arbre de défaillance étant qualifiée de déductive [Verot 2001].

1.3.1.2 L'identification des évènements craints

Nous précisons que le champ de notre analyse des risques accidentels intègre les éléments suivants :

- La ligne de traitement de surface Saturne qui comprend les deux bains d'Oxydation Anodique Chromique de notre étude de cas.
- La station de déminéralisation.
- La station de détoxification.
- Les laveurs d'air.
- Le parc de stockage des produits chimiques sous forme solide.
- Les réservoirs de stockage des produits chimiques sous forme liquide.
- Le stockage des bains usés et des concentrats.
- L'installation de chargement / déchargement de camions transportant les produits chimiques / les bains usés.
- Le réseau de canalisations reliant ces différentes canalisations entre elles.

Nous avons effectué une revue des risques pouvant intervenir sur toute la chaîne d'activité mise en œuvre lors du fonctionnement de la ligne de traitement de surface, à partir d'un document de l'INRS [INRS, 1998]. Nous avons également étudié l'accidentologie sur le secteur des traitements de surface à partir des données du BARPI³¹⁴.

Nous avons, par l'intermédiaire de ces deux étapes, identifié les dangers liés à l'activité de traitement réalisée sur le site de notre étude de cas, puis nous avons construit à partir des défaillances possibles des éléments intégrés dans le périmètre de notre étude, une liste de scénarios d'accidents potentiels : à partir d'une première défaillance, nous identifions la situation dangereuse induite ainsi que les évènements supplémentaires éventuels conduisant à l'épisode final redouté. Les évènements craints identifiés sont finalement au nombre de 25 et nous présentons en annexe une liste qui récapitule l'ensemble des dangers identifiés ainsi que les situations pouvant conduire à un accident (**Annexe 5**).

Nous cherchons ensuite à hiérarchiser ces risques. Pour cela, nous définissons des classes de cotations pour la gravité du scénario, d'une part, et pour la probabilité d'occurrence, d'autre part.

³¹⁴ Une étude de l'accidentologie des activités de traitement de surface a été réalisée sous l'égide du ministère de l'écologie et du développement durable. Celle-ci se base sur les accidents enregistrés dans la base de données ARIA (Analyse et Recherche d'Information sur les Accidents) gérée par le BARPI (Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles) du ministère. Il est à signaler que les accidents répertoriés sont directement accessibles à travers la base de données. L'étude à laquelle nous faisons référence ici prend en compte 192 accidents survenus dans des établissements pratiquant des activités de traitement des métaux et matières plastiques par dégraissage, décapage, conversion, polissage ou métallisation par voie électrolytique ou chimique, entre le 1er janvier 1992 et le 31 décembre 2001 (dont 166 en France). Source : <http://aria.ecologie.gouv.fr/>

CHAPITRE 3

L'évaluation de la gravité des risques se fait selon des paramètres que nous avons adaptés de l'échelle européenne des accidents, officialisée en février 1994 pour l'application de la directive Seveso³¹⁵. Nous présentons ces paramètres dans le tableau suivant (Tableau 40).

	Mineur	Significatif	Grave	Catastrophique
Conséquences humaines et sociales	1 personne mise en observation (< 24h)	1 personne hospitalisée (> 24h), ou plus de 10 personnes mises en observation (< 24h)	Plusieurs personnes hospitalisées (> 24 h)	1 mort ou plus
Conséquences environnementales	Atteinte légère d'un médium (eau, sol, air)	Pollution avec obligation de dépollution.	Flore et faune touchées (ex : quelques poissons morts)	Destruction majeure de la flore et de la faune (ex : > 200 t de poissons)
Conséquences économiques	< 1 000 € Amendes ou coûts de réparation	1 000 € << 10 000 € Pertes de production et/ou perte d'exploitation (dues à un arrêt de production)	10 000 € << 500 000 € Dommages matériels et/ou perte d'exploitation et de production	> 500 000 € Dommages matériels importants (destruction d'un atelier / d'une usine)

Tableau 40 – Echelle de cotation de la gravité des événements craints

Pour l'évaluation de la fréquence des scénarii, l'approche choisie consiste à essayer en premier lieu de quantifier la probabilité d'occurrence de l'évènement redouté, puis, si cela n'est pas possible, d'utiliser le nombre d'évènements indépendants nécessaires à sa réalisation.

Le tableau suivant (Tableau 41) présente les paramètres utilisés dans cette échelle à quatre niveaux :

	Fréquent	Peu fréquent	Rare	Très rare
Nombre d'évènements indépendants nécessaires	1	2	3	Plus de 3
Probabilité	Probable dans l'année (1/an)	Probable dans la durée de vie de l'installation (entre 1/an et 1/10 ans)	Possible dans la durée de vie de l'installation (entre 1/10 ans et 1/30 ans)	Improbable dans la durée de vie de l'installation (Moins d'1/30 ans)

Tableau 41 – Echelle de cotation de la fréquence des événements craints

La sélection des scénarios pour l'analyse quantitative se fait finalement selon les critères suivants : la criticité de l'évènement³¹⁶ doit être supérieure ou égale à 4 et la gravité de l'évènement strictement supérieure à 1. Ceci implique la sélection des risques dont les cotations en fréquence et en gravité induisent un classement dans les cases grisées du tableau suivant (Tableau 42) :

		Gravité			
		Mineur 1	Significatif 2	Grave 3	Catastrophique 4
Fréquence	Fréquent 4				
	peu fréquent 3				
	Rare 2				
	Très rare 1				

Tableau 42 – La règle de sélection des scénarios pour l'analyse quantitative

Finalement, les risques sélectionnés pour l'analyse quantitative sont les suivants (Figure 54):

³¹⁵ Source : http://aria.ecologie.gouv.fr/barpi_stats.gnc

³¹⁶ La criticité de l'évènement est obtenue en multipliant la gravité et la fréquence.

- **Scénario 1** : Chute d'un opérateur dans un bain lors d'un prélèvement, d'un rajout de produit chimique ou d'un changement de bain. Les risques de contact cutané, oculaire ainsi que les risques d'ingestion sont élevés. Une hospitalisation de plusieurs jours peut s'avérer nécessaire et des conséquences permanentes sont envisageables.
- **Scénario 2** : Une fuite (jonction, vanne, pompe, conduit) lors d'un transfert (dépotage, transfert ou enlèvement de bains) ou un débordement lors d'un remplissage, provoque une projection de liquide (bains usés ou produits chimiques neufs) hors d'une zone de rétention. Cette projection peut entraîner un contact cutané ou oculaire et une pollution des sols.
- **Scénario 3** : Une fuite (jonction, vanne, pompe, conduit) lors d'un transfert (dépotage, transfert ou enlèvement de bains) ou un débordement lors d'un remplissage, provoque une projection de liquide (bains usés ou produits chimiques neufs) dans une rétention. La présence d'un produit incompatible dans la rétention, qui n'avait pas encore été vidangée, entraîne une légère réaction chimique qui incommoder quelques employés.
- **Scénario 4** : Lors d'une livraison de produits chimiques, le dépotage induit une réaction chimique dans la cuve de stockage. Les opérateurs arrêtent le transfert et le dégagement gazeux impose l'évacuation de la totalité de l'atelier. Plusieurs personnes sont placées en observation. Il s'avère que deux produits incompatibles ont été mis en contact suite à une erreur de raccordement ou à une erreur d'étiquetage du camion de livraison. Un changement de fournisseur, ou le remplacement d'une personne absente est à l'origine de l'erreur.
- **Scénario 5** : La rupture soudaine d'une cuve de traitement ou de stockage, entraîne un déversement dans une rétention. La présence dans celle-ci d'un produit chimique incompatible entraîne une réaction chimique importante. L'évacuation de l'atelier est nécessaire et de nombreux employés sont placés en observation. L'un d'entre eux est hospitalisé plusieurs jours après avoir tenté de circonscrire l'accident. La rupture de cuve peut être due à la corrosion, à l'usure, à une soudaine montée en température ou à une agression extérieure.
- **Scénario 6** : La rupture soudaine d'une cuve de traitement ou de stockage, entraîne le déversement dans une rétention. Cette dernière s'avère insuffisante et/ou le revêtement de cette dernière s'avère inadapté. Une grande quantité de produits chimiques est rejetée dans le réseau pluvial (ou le réseau industriel) et l'obturation tardive du réseau n'empêche pas une pollution importante d'un cours d'eau (ou l'arrêt de la station d'épuration communale).
- **Scénario 7** : Lors d'une opération de traitement effectuée sur un bain, un dégagement gazeux se produit et implique l'évacuation de l'atelier, la perte de la production ainsi que la nécessité de vidanger le bain. Cette réaction intempestive peut être due à l'inversement de deux opérations de la gamme de traitement, à la mise en bain d'une pièce souillée ou à un défaut de qualité du métal utilisé.
- **Scénario 8** : Un court-circuit survenant sur un système de chauffage, une résistance électrique, une aspiration ou une pompe provoquent une surchauffe importante ainsi qu'une étincelle. La présence à proximité d'une substance ou d'une matière inflammable provoque un début d'incendie. Celui-ci n'est pas circonscrit rapidement et induit des dégâts matériels considérables.

Figure 54 – les scénarii sélectionnés pour l'évaluation quantitative

1.3.1.3 L'évaluation des risques

Nous nous attachons désormais à quantifier les probabilités d'occurrence et les conséquences des scénarii sélectionnés.

Notre démarche pour l'évaluation des probabilités est la suivante : nous utilisons lorsque cela est possible un arbre causes-conséquences dans lequel les probabilités sont la plupart du temps calculées à partir du recensement des événements récapitulés dans la revue de l'accidentologie que nous avons effectuée (non incluse ici).

Nous évaluons par exemple les probabilités d'occurrence des scénarii 2 et 3 à partir du même arbre causes-conséquences (**Figure 55**), puisqu'ils ont le même événement initiateur. La probabilité accessible à partir du recensement des accidents effectué par le BARPI est celle de l'occurrence d'une pollution par rejet liquide ou d'un dégagement gazeux à la suite d'une fuite, d'un débordement, du déboîtement d'un tuyau ou d'une fissure. Entre 1991 et 2002, la base de données fait état de 19 cas de pollutions suite à l'une des défaillances considérées ici. Considérant que le secteur est constitué d'environ 2000 établissements, il est possible d'estimer

la probabilité annuelle d'occurrence d'un accident pour un atelier : Probabilité d'occurrence des scénarios 2 et 3 = $19/(10 \cdot 2000) = 9,5 \cdot 10^{-4}$

Finalement nous répartissons la probabilité d'occurrence de manière égale entre les deux scénarios considérés ici.

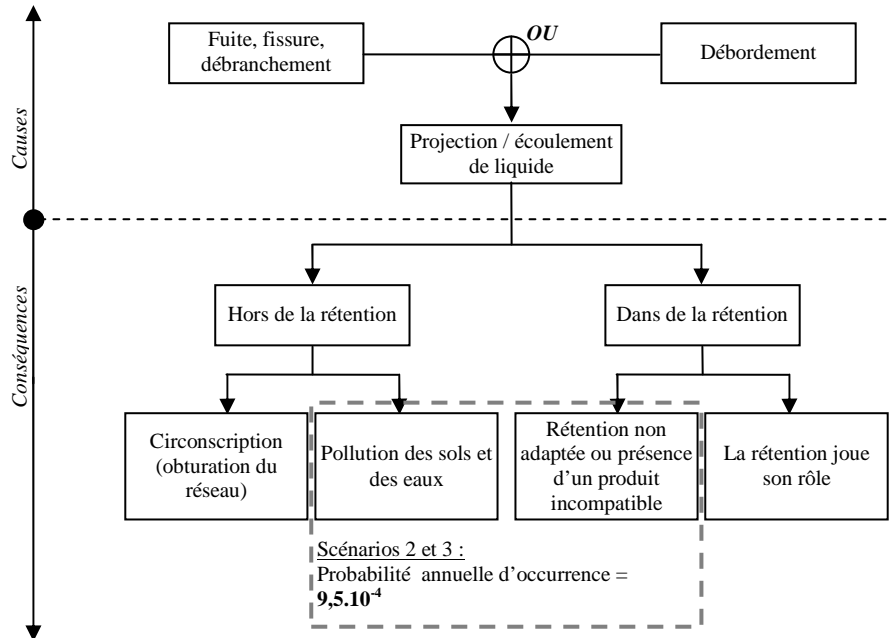


Figure 55 – Un exemple d'arbre causes-conséquences

Il convient de noter que dans l'exemple précédent, nous n'avons pas dans les faits utilisés l'arbre construit pour l'évaluation des probabilités d'occurrence des scénarii 2 et 3, puisque nous nous sommes directement penchés sur l'évènement redouté, sans évaluer les probabilités des facteurs inducteurs. L'arbre construit pourra en revanche être utile pour estimer l'influence qu'aura tout changement du contexte de production sur la probabilité estimée.

Il est toutefois clair que cette probabilité n'est pas extrêmement fiable. D'une part, elle risque d'être sous-estimée, la base de données étant sans doute loin d'être exhaustive (certains accidents n'ont sans doute ni été répertoriés, ni déclarés) et, d'autre part, elle peut être surestimée pour un établissement certifié ISO 14001 dont le risque de pollution est nécessairement plus faible que celui d'un établissement n'ayant pas déployé de Système de Management Environnemental. Nous considérons qu'en ce qui concerne notre étude de cas, cette estimation constitue une forte majoration de la probabilité réelle.

Nous choisissons pour la quantification des conséquences induites par l'occurrence des différents scénarios d'accident, d'utiliser l'unité monétaire. Seuls les coûts directement supportés par l'entreprise sont intégrés comme conséquences économiques. Nous ne prenons donc pas en compte le « coût social » (1.3.1.1 – p22) de l'accident. De plus, les conséquences financières intangibles ne sont pas ici intégrées. Les coûts liés à une dégradation du climat social, à une moins bonne image de l'entreprise, etc. seront discutés plus loin (1.5.2.2 – p265).

La tableau suivant (Tableau 43) présente les diverses conséquences assignées aux huit scénarii sélectionnés dans notre analyse.

	Atteintes aux biens propres et arrêts de production			Pollutions, atteintes à l'environnement ou aux biens d'autrui		Dommmages aux employés
	Dommmages matériels	Pertes de production	Pertes d'exploitation	Travaux de dépollution	Amendes, compensations	Accidents du travail
Scénario 1	EVENTUELS +	-	-	-	-	OUI ++
Scénario 2	OUI +	-	-	OUI +	-	EVENTUELS +
Scénario 3	OUI +	-	OUI +	-	-	OUI +
Scénario 4	OUI ++	-	OUI ++	-	-	OUI ++
Scénario 5	OUI ++	-	OUI ++	-	-	OUI ++
Scénario 6	OUI +	-	-	OUI ++	OUI ++	-
Scénario 7	OUI +	OUI +	OUI ++	-	-	OUI +
Scénario 8	OUI +++	OUI +++	OUI +++	-	-	-

Tableau 43 – Conséquences des scénarii sélectionnés

Finalement, nous évaluons les conséquences économiques par l'intermédiaire d'évènements types répertoriés en annexe (Annexe 5) et les couples fréquence-gravité constituent l'évaluation des risques accidentels de la ligne de traitement de surface considérée dans notre étude :

Scénario	Probabilité annuelle d'occurrence	Conséquence économique	Perte annuelle statistique
1	0,0014	195 000 €	273 €
2	0,000475	31 200 €	15 €
3	0,000475	20 200 €	10 €
4	0,00065	197 000 €	128 €
5	0,0002	347 000 €	69 €
6	0,00035	510 000 €	179 €
7	0,00035	61 200 €	21 €
8	0,00016	12 000 000 €	1 920 €
Total			2 615 €

Tableau 44 – L'évaluation finale des risques accidentels de la ligne de traitement

La faiblesse des montants dans le contexte de notre étude est à signaler, d'autant plus que ces derniers sont majorés (notamment en terme de probabilité d'occurrence). Pour assurer une adéquation avec la démarche globale, ils doivent en outre être réaffectés aux bains d'OAC³¹⁷.

1.3.2 L'analyse des risques chroniques

Dans cette partie, et contrairement à celle dédiée à l'étude des risques accidentels, nous nous focalisons sur les risques liés à l'utilisation de chrome VI dans un atelier de traitement de surface mettant en œuvre des procédés d'Oxydation Anodique Chromique.

³¹⁷ Pour cela, il est possible de partir des arbres causes-conséquences construits pour déterminer les niveaux de contribution aux risques de chaque type de traitement. Cependant, vu la faiblesse des montants, une réaffectation au prorata du nombre de bains semble suffisant.

Nous choisissons dans notre étude de mettre en œuvre d'une manière conjointe et simplifiée les méthodes d'analyse de risques chroniques définies par l'US EPA [US EPA, 1992] et l'Union Européenne. [ECB, 2003]. Pour information, le document de l'US EPA intitulé « Guidelines for Exposure Assessment » définit les principes généraux d'une analyse d'exposition humaine aux substances chimiques, la principale partie étant dédiée à l'exposition d'employés dans le cadre de leur activité professionnelle (celle des populations est également intégrée au champ considéré). Le périmètre défini dans le guide de l'UE, intitulé « Technical Guidance Document », est plus large puisqu'il prend en compte toutes les voies d'exposition potentielles sur une grande partie du cycle de vie de la substance, fabrication et utilisation incluses. La partie concernant l'évaluation de l'exposition des travailleurs dans une usine est cependant, en terme de logiques et de principes, proche de la recommandation de l'US EPA. Une différence notable concerne l'utilisation de modèles développés spécifiquement pour ce type d'évaluation, lorsque des mesures ne sont pas disponibles³¹⁸.

Nous ne présentons pas ici les propriétés et dangers associés au chrome VI en général ou au trioxyde de chrome et aux bains d'Oxydation Anodique Chromique plus particulièrement³¹⁹.

Pour des raisons de confidentialité, nous avons détaillé la démarche menée en Annexe (Annexe 6, *confidentielle*). Nous présentons toutefois schématiquement cette dernière (Figure 56) ainsi que les résultats finaux obtenus (Tableau 45).

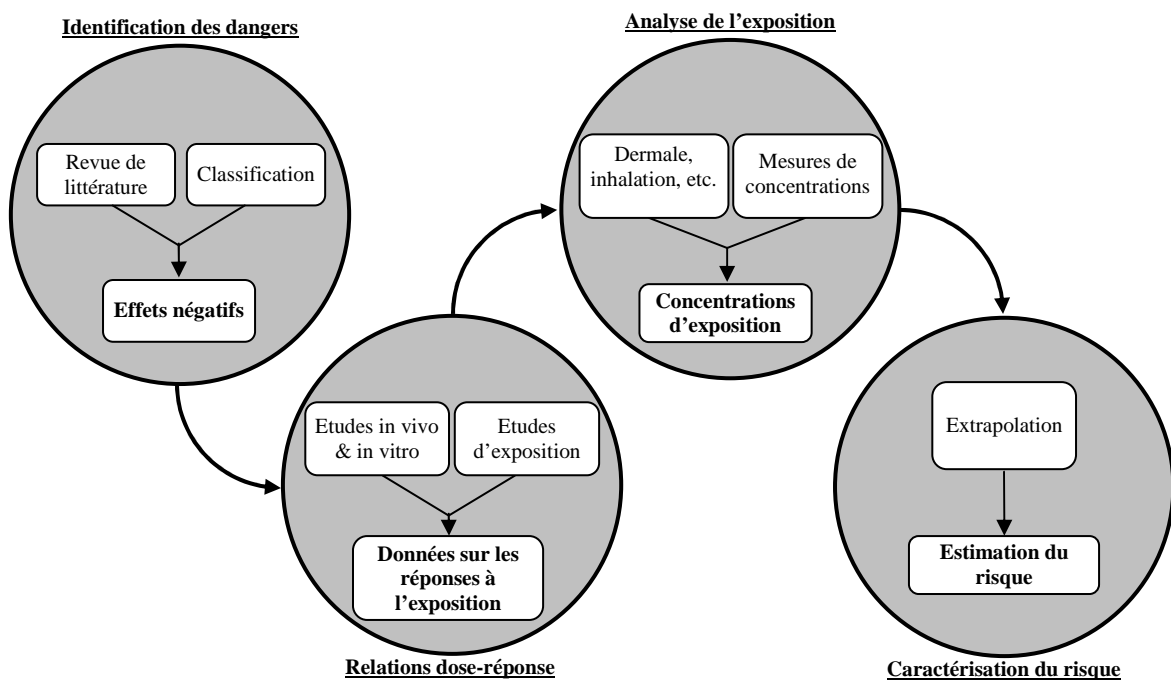


Figure 56 – la méthodologie d'estimation des risques chroniques

³¹⁸ EASE est par exemple un modèle électronique prédictif pour l'évaluation de l'exposition à une substance, basée sur les connaissances et jugements d'experts.

³¹⁹ De nombreux documents sont consultables sur ces points : [ECB, 2005], [INERIS, 2005], [FIM ; GIFAS, 2005].

1.3.2.1 Etude de l'exposition

Démarche décrite dans l'annexe 6 (*confidentielle*).

1.3.2.2 Relations expositions-effets

Démarche décrite dans l'annexe 6 (*confidentielle*).

1.3.2.3 Identification et évaluation des risques

Les résultats obtenus par déploiement de la méthode d'analyse d'exposition sont consignés dans le tableau suivant :

Scénario	Probabilité annuelle d'occurrence	Conséquence économique	Pertes annuelles statistiques
1	0,017	15 000 €	255 €
2	0,00087	600 000 €	522 €
Total			777 €

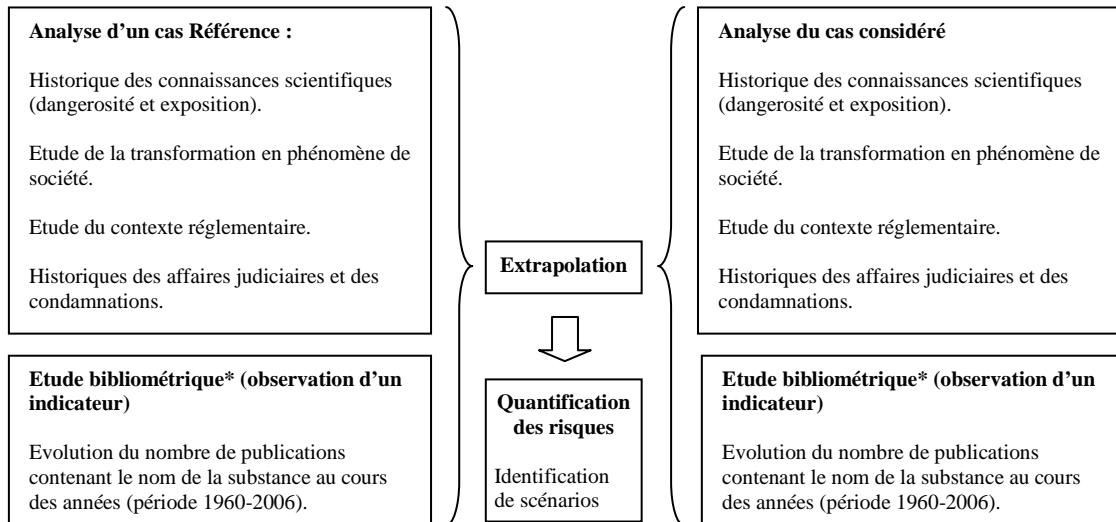
Tableau 45 – L'évaluation finale des risques chroniques des procédés OAC

Nous signalons que l'incertitude associée à ces résultats est extrêmement élevée, même si non quantifiable. De la même manière que pour la partie précédente, les conséquences économiques mises en avant par l'approche probabiliste sont faibles, ceci étant d'autant plus vrai que les paramètres évalués constituent des majorations.

1.3.3 L'analyse des risques judiciaires

Nous étudions dans cette partie, les conséquences économiques supplémentaires pouvant être associées aux risques chroniques. Il est en effet possible, que l'utilisation dans un procédé industriel d'une substance reconnue comme dangereuse, ait à très long terme (30 à 40 ans) des effets sur la santé plus graves que ce qui était envisagé, ce en dépit du respect de la réglementation en vigueur. En vertu du principe de précaution et en liaison avec la notion de faute inexcusable, les conséquences financières pour l'entreprise peuvent être extrêmement importantes.

Une nouvelle fois, pour des raisons de confidentialité, nous avons détaillé la démarche menée en Annexe (*Annexe 7, confidentielle*). Le schéma suivant permet néanmoins d'appréhender cette dernière (**Figure 57**) ainsi que les résultats finaux obtenus.



**La bibliométrie se définit comme l'exploitation statistique des publications. Cette analyse permet de rendre compte de l'activité des producteurs (chercheur, laboratoire, institut...) ou des diffuseurs (périodique, éditeur...) de l'information scientifique, tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif. (Source : Institut Pasteur, <http://www2.pasteur.fr/infosci/biblio/services/metrie/>)*

Figure 57 - la méthodologie d'estimation des risques judiciaires

1.3.3.1 Analyse d'un cas Référence

Démarche décrite dans l'annexe 7 (confidentielle).

1.3.3.2 Analyse du cas considéré

Démarche décrite dans l'annexe 7 (confidentielle).

1.3.3.3 Extrapolation et résultats

Démarche décrite dans l'annexe 7 (confidentielle).

Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau suivant et correspondent aux risques économiques de condamnation auxquels une entreprise fait face si elle continue à utiliser l'OAC alors que le climat réglementaire et les connaissances scientifiques se renforcent (études d'exposition poussées et premières interdictions de certaines applications).

	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Scénario	18 000 €	26 190 €	34 380 €	42 300 €	49 950 €	57 330 €	64 440 €	71 280 €	77 850 €

Tableau 46 – L'évaluation finale des risques judiciaires

1.4 L'intégration des risques réglementaires et de marché

C'est une nouvelle fois sur la base de notre modèle de recherche (4.2.1.4 – p189) que nous intégrons les risques réglementaires et de marché, dont l'évaluation est préconisée dans la démarche CTSA.

1.4.1 L'analyse des risques réglementaires

1.4.1.1 L'identification des risques réglementaires

Nous nous basons pour cette partie sur une revue précise du contexte des traitements de surface, réalisée dans le cadre de notre étude et dont nous avons présenté un succinct résumé lors de la présentation du contexte (3.2.1.3 – p167).

Nous nous attachons à identifier les évolutions réglementaires envisageables pour le procédé OAC. Nous avons dans ce cadre identifié deux grands domaines :

- Les évolutions des réglementations sur les substances et préparations mises en jeu.
- Les évolutions des réglementations du procédé en lui-même.

La pression est aujourd'hui, drastiquement mise sur les substances dangereuses utilisées. Cette orientation est liée à une approche globale, mise en œuvre au sein de la Communauté Européenne, visant à intégrer de manière conjointe les approches « produits » et « substances ». La réglementation RoHS³²⁰ réduit ainsi les possibilités d'utilisation de substances dans les produits électroniques, REACH³²¹ met en place un cadre d'évaluation et d'autorisation pour l'emploi de certains produits chimiques et SEVESO³²², prend en compte les classifications et quantités des substances et préparations utilisées sur les sites industriels.

La réglementation REACH a pour but d'améliorer la protection de la santé humaine et de l'environnement tout en préservant la compétitivité de l'industrie chimique de l'UE et sa capacité à innover.

Les principales obligations découlant de cette réglementation sont les suivantes (Figure 58) :

- Chaque fabricant et importateur doit enregistrer chaque substance (seule ou présente dans une préparation) qu'il fabrique ou importe à plus d'une tonne par an.
- Un rapport sur la sécurité chimique doit être réalisé quand la substance est fabriquée ou importée à plus de 10 tonnes par an.
- Les substances extrêmement préoccupantes (CMR de catégorie 1 ou 2 : R45, R49, R46, R60, R61 ; perturbateurs endocriniens, substances persistantes bioaccumulables et toxiques : PBT ; substances très persistantes et très bioaccumulables : vPvB) doivent être autorisées et l'autorisation est accordée pour une durée limitée.
- Les utilisateurs doivent informer les fournisseurs de l'utilisation qui est faite de la substance fournie et, s'ils ne le font pas pour des raisons de confidentialité, réaliser eux-mêmes l'étude sur la sécurité chimique.
- Les utilisateurs doivent également informer l'agence européenne dès qu'ils emploient une substance soumise à autorisation.

Figure 58 – Les principales obligations de la réglementation REACH

Finalement, il est envisageable que certaines substances, du fait des coûts induits par les différentes implications de la réglementation, ne soient plus fabriquées.

³²⁰ Directive 2002/95/CE on the Restriction of the use of Hazardous Substances in electrical and electronic equipment.

³²¹ Proposal of a regulation of the European Parliament and of the council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (2003) - Enregistrement, évaluation, autorisation et restrictions relatifs aux substances chimiques.

³²² Directive 2003/105/EC.

Les substances les plus préoccupantes (parmi lesquelles le Cr(VI)) seront, dès 2009, incluses dans une liste prioritaire (Annexe XIV de la directive). Elles seront alors considérées comme étant candidates à autorisation et la commission définira au cas par cas, les substances qui y seront soumises. Chaque utilisation devra alors être autorisée à une date limite (« sunset date ») et pour cela, un dossier d'autorisation devra être déposé au plus tard 18 mois avant celle-ci. Nous effectuons l'hypothèse que l'utilisation du Cr(VI) dans les procédés OAC nécessitera une autorisation et que, pour cela, un dossier devra être déposé dès 2010. Nous conjecturons donc que les premières interdictions seront susceptibles d'intervenir dès 2011.

La directive Seveso³²³ implique une prise en compte à la fois indépendante et conjointe des différentes activités d'un site correspondant à des rubriques ICPE. Ainsi, selon que les seuils définis individuellement pour certaines rubriques ICPE soient dépassés, ou que les règles d'addition intégrant les différentes rubriques ICPE concernés sur un site soient dépassées, un établissement pourra être classé SEVESO seuil haut, SEVESO seuil bas ou encore être soumis à autorisation ou simplement à déclaration.

Nous avons mis en avant les évènements qui peuvent modifier le niveau d'assujettissement d'un établissement (Figure 59) :

- **Modification des seuils d'assujettissement :**
 - L'un des seuils AS définis dans la nomenclature des installations classées pour une rubrique ICPE est abaissé, provoquant un dépassement de ce seuil pour l'établissement. L'établissement est alors classé SEVESO seuil haut.
 - Un ou plusieurs seuils AS définis dans la nomenclature des installations classées sont abaissés, provoquant le dépassement de la valeur 1 lors de l'utilisation de la règle de dilution. L'établissement est alors classé SEVESO seuil haut.
 - L'un des seuils définis dans l'annexe 1 de l'arrêté du 10 mai 2000 pour une rubrique ICPE est abaissé, provoquant un dépassement de ce seuil pour l'établissement. L'établissement est alors classé SEVESO seuil bas.
 - Un ou plusieurs seuils définis dans l'annexe 1 de l'arrêté du 10 mai 2000 sont abaissés, provoquant le dépassement de la valeur 1 lors de l'utilisation de la règle de dilution. L'établissement est alors classé SEVESO seuil bas.
- **Modification de la classification d'une substance ou d'une préparation utilisée :**
 - La classification plus drastique d'une substance ou d'une préparation utilisée dans l'établissement, par exemple suite à une Adaptation au Progrès Technique, entraîne l'intégration d'une activité dans une rubrique ICPE différente, dont les seuils associés sont inférieurs. L'établissement peut alors être soumis aux dispositions de l'arrêté du 10 mai 2000.
 - La détermination du classement d'une préparation en utilisant des tests effectifs de toxicité n'est plus admise et l'utilisation de la règle de dilution est obligatoire. Le classement d'une préparation peut alors être plus drastique avec les mêmes effets que pour le point précédent.
- **Modifications internes à l'établissement.**
 - Les quantités de substances ou de préparations présentes sur le site augmentent, ce qui induit le dépassement d'un seuil (soit défini dans l'annexe 1 de l'arrêté du 10 mai 2000, soit d'un des seuils AS définis dans la nomenclature des Installations classées) ou de la valeur 1 lorsque la règle de dilution est utilisée (utilisant l'un des deux types de seuils).

Figure 59 – Les évènements pouvant impacter la classification d'un établissement

³²³ La directive Seveso 2 est traduite en droit français par les textes suivants :

Code de l'environnement et code du travail.

Décret no 77-1133 du 21 septembre 1977 relatif aux installations classées.

Arrêté du 10 mai 2000 relatif à la prévention des accidents majeurs impliquant des substances ou des préparations dangereuses présentes dans certaines catégories d'installations classées.

Circulaires des 10 mai 2000 et 4 janvier 2001 relatives à l'arrêté du 10 mai 2000.

Il est à noter que la modification de la classification d'une substance ou d'une préparation utilisée pourra être due à d'autres réglementations³²⁴.

Les obligations induites par le classement d'une installation diffèrent grandement selon que celle-ci soit soumise à déclaration, à autorisation, ou qu'elle soit classée Seveso « seuil bas » ou Seveso « seuil haut ».

Comme nous l'avons déjà vu précédemment dans la présentation des réglementations applicables à tous sites industriels (non spécifiques aux traitements de surface) ayant un impact direct sur les procédés d'Oxydation Anodique Chromique, des Valeurs Limites d'Exposition professionnelles sont définies. Nous rappelons que ces valeurs sont soit admises (VL), soit réglementaires indicatives ou réglementaires contraignantes (VRI et VRC).

Les évolutions liées à ce domaine réglementaire peuvent donc se faire selon plusieurs directions :

- Les niveaux des valeurs d'exposition de court et long terme peuvent être abaissés.
- Le statut des valeurs définies peut évoluer, passant de valeur admise à valeur réglementaire indicative, et éventuellement à valeur réglementaire contraignante.

En ce qui concerne les réglementations liées au procédé OAC en lui-même, nous nous interrogeons sur les évolutions potentielles de l'arrêté du 26 septembre 1985 que nous avons déjà présenté (3.2.1.3 – p167).

Les évolutions réglementaires qui sont spécifiquement envisageables pour les procédés d'Oxydation Anodique Chromique sont, semble-t-il, réduites aux valeurs limites définies pour les rejets aqueux et atmosphériques de Cr(VI) et de Cr(III). Pour un atelier fonctionnant en rejet zéro en ce qui concerne les effluents liquides, seule une évolution des limites applicables aux rejets dans l'air aurait un impact.

Plus généralement, nous avons identifié pour les ateliers de traitement de surface, les points suivants comme étant susceptibles d'évoluer :

- Les systèmes d'aspiration mis en œuvre au-dessus des cuves de traitement de surface peuvent être contraints en terme de dispositifs et de débit d'aspiration, en fonction du niveau global de risque associé à un traitement (qui est défini dans le guide pratique de la ventilation publié par l'INRS, comme résultant des deux composantes que sont l'émissivité et la toxicité de la préparation mise en jeu [INRS, 2001]).
- Les installations utilisant certains types de traitement peuvent n'être autorisées que sous condition d'un fonctionnement en rejet zéro (pas d'impact dans notre étude de cas).

³²⁴ Parmi celles-ci, nous identifions les ATP (Adaptation to Technical Progress) qui modifient régulièrement la directive CE n° 67/548 portant sur la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances et préparations dangereuses, l'Arrêté du 9 novembre 2004 sur la classification des préparations), le GHS (Global Harmonized System) qui doit permettre une harmonisation au niveau international des classifications et étiquetage des substances dangereuses.

Il est finalement possible qu'une restriction ou interdiction du procédé OAC en lui-même intervienne.

Nous précisons qu'aujourd'hui, les directives RoHS³²⁰ et VHU³²⁵ restreignent d'ores et déjà très fortement les possibilités d'utilisation de chrome hexavalent pour les industries automobiles, électriques et électroniques. Plus précisément, ces textes interdisent la présence de chrome hexavalent, de plomb, de cadmium et de mercure sur les objets mis en vente au grand public dont le cycle de fin de vie n'est pas maîtrisé.

Dans le cadre des activités mises en œuvre dans le secteur des traitements de surface, le chrome hexavalent est utilisé dans les applications suivantes :

- Passivations sur aciers zingués et aluminium,
- Décapages sulfochromiques et avivage des plastiques,
- Procédés électrolytiques pour les dépôts de chrome dur ou décor,
- Bains d'oxydation anodique de l'aluminium.

Il est alors à noter que VHU et RoHS interdisent une seule de ces quatre applications : les passivations sur zinc et aluminium qui impliquent la formation des chromates sur les pièces traitées. Les trois autres applications ne sont pas visées car le produit final ne comprend pas de chrome hexavalent.

Les procédés d'Oxydation Anodique Chromique et de chromage dur sont donc toujours autorisés en France et en Europe, même si leur utilisation est fortement contraintes de par toutes les autres réglementations liées au code du travail en ce qui concerne la santé des travailleurs, et par les directives européennes en ce qui concerne la protection de l'environnement. Dans notre analyse des risques réglementaires, nous considérons que la possible interdiction de l'OAC proviendra uniquement de la réglementation REACH.

Finalement nous récapitulons les possibles évolutions réglementaires que nous intégrons dans notre étude :

³²⁵ Directive 2000/53/CE du Parlement européen et du Conseil du 18 septembre 2000 relative aux véhicules hors d'usage.

Réglementations sources		Implications			
Substances	Reach	Autoriser la substance pour l'utilisation dans l'OAC : Coût de l'étude (CSR, SEA, Substitution) Coûts administratifs de l'autorisation Coûts récurrents	Autorisation pour une période de 5 ans	Renouvellement pour une période de 5 ans supplémentaire	
			Non acceptation de l'autorisation	Lobbying actif et autorisation exceptionnelle pour une durée limitée	Substitution
			Non acceptation de l'autorisation	Approvisionnement en sous-traitance (hors UE)	Substitution
			Non acceptation de l'autorisation	Substitution par utilisation d'un procédé breveté	
	ATP (Adaptation to Technical Progress)	Changement de classification d'une substance au niveau européen	Classification de l'établissement SEVESO seuil bas		
	Classification des préparations (Arrêté du 9 novembre 2004)	Obligation d'utilisation des règles de dilution (interdiction d'utilisation des tests effectifs de toxicité)	Classification de l'établissement SEVESO seuil haut		
			Classification de l'établissement SEVESO seuil bas		
	GHS (Globally Harmonized System)	Changement de classification d'une substance au niveau européen par la suite d'une harmonisation mondiale	Classification de l'établissement SEVESO seuil bas		
	VLE/VME	Durcissement des contrôles et moyens de mesures à mettre en œuvre (passage en Valeurs Réglementaires Contraignantes) Abaissement des valeurs limites réglementaires à respecter	Classification de l'établissement SEVESO seuil haut		
			Classification de l'établissement SEVESO seuil bas		
Activités	ICPE	Abaissement d'un seuil défini dans l'annexe 1 de l'arrêté du 10 mai 2000	Classification de l'établissement SEVESO seuil bas		
			Classification de l'établissement SEVESO seuil haut		
		Abaissement d'un seuil AS	Classification de l'établissement SEVESO seuil bas		
			Classification de l'établissement SEVESO seuil haut		
Procédé	Ventilation	Mise en œuvre de débits surfaciques d'extraction minimaux à respecter			
	Arrêté du 26 septembre 1985	Obligation de fonctionnement en rejets zéro en ce qui concerne les effluents aqueux			
	Restriction	Interdiction des procédés entraînant la présence de chrome hexavalent sur le produit final			

Tableau 47 – Synthèse des évolutions réglementaires possibles

Nous avons, par la suite, évalué les risques réglementaires, par la mise en avant de scénarii dont nous quantifions les probabilités d'occurrence et les conséquences économiques. Nous présentons de manière détaillée la partie de cette étude dédiée à la réglementation REACH, puis nous synthétisons les résultats obtenus globalement (1.4.1.3 – p256).

1.4.1.2 Evaluation des risques réglementaires – l'exemple de la réglementation REACH

Nous utilisons dans cette partie une démarche inductive basée sur un arbre d'évènements. A travers ce dernier, un évènement origine est considéré et on s'interroge sur les conséquences que celui-ci peut avoir. Le raisonnement mené est représenté sous la forme d'un schéma qui se lit usuellement de gauche à droite en progressant de bifurcation en bifurcation. La progression implique de plus en plus de branches représentant les diverses alternatives et finalement aboutit à la liste des conséquences possibles associées à un évènement. La probabilité de chacune des conséquences peut être déduite si la probabilité qui affecte chaque alternative est connue.

Afin d'évaluer les implications de la réglementation REACH sur le procédé OAC, nous observons les étapes auxquelles une entreprise utilisant ce procédé va faire face et nous tentons d'en anticiper les issues.

Nous observons les évènements envisageables suivants :

- L'OAC, qui met en œuvre une substance extrêmement préoccupante, pouvant être intégrée à la liste des substances candidates à autorisation (Annexe XIV de la réglementation REACH), devra certainement être autorisée à une date fixée (Sunset date).
- L'entreprise souhaitant toujours utiliser l'OAC devra alors préparer un dossier d'autorisation et le déposer avant la date fixée (Sunset date). La substance ici considérée étant une substance sans seuil, l'entreprise devra s'appuyer sur une analyse socio-économique et proposer un plan de substitution.
- L'autorisation pourra être délivrée ou non, pour une période plus ou moins longue. L'entreprise pourra donc être obligée de lancer une démarche de Recherche et Développement pour une substitution rapide, ou se conformer au plan qu'elle avait proposé.
- La démarche de R&D (recherche d'un substitut) peut aboutir ou non.
- Il est à noter que pour les substances sans seuil, si un procédé de substitution est développé par ailleurs, l'entreprise se trouve alors dans l'obligation de le mettre en place, même si son propre procédé est autorisé.
- Pendant la période de recherche du substitut, nous considérons que l'entreprise peut utiliser l'ancien procédé si ce dernier est autorisé pour une période réduite ou l'approvisionnement en sous-traitance hors union européenne, si aucune autorisation n'est fournie.

Nous avons finalement construit un arbre d'évènements simplifié pour la réglementation REACH. Ce dernier intègre de manière simplifiée les diverses évolutions possibles (les évènements considérés ne sont pas exactement ceux décrits ci-dessus). Nous le présentons en annexe (**Annexe 8**).

Nous avons, pour finaliser cet arbre des évènements, évalué les probabilités associées à chaque « nœud », ce qui nous permet d'estimer les probabilités d'occurrence des évènements finaux regroupés au sein de quatre différentes issues possibles. Il y a ainsi, 60% de chance qu'en 2020, l'entreprise utilise un substitut développé en interne et 22% de chance que ce substitut ait fait l'objet d'un achat de brevet ou de l'acquisition d'une licence d'exploitation. La probabilité que l'entreprise ait recours à de la sous-traitance hors UE est évaluée à 10% tandis que celle que le procédé OAC soit toujours autorisé en 2020 est dans notre estimation de 8%.

Nous précisons que les hypothèses réalisées pour l'évaluation des diverses probabilités ont été confrontées, en interne à l'entreprise, au point de vue des personnes en charge du sujet.

Nous nous sommes ensuite attachés à estimer les conséquences d'un point de vue économique. Seules les conséquences estimables directement sont, pour l'instant, prises en considération.

Les différents évènements dont nous avons évalué les conséquences sont les suivants :

- Constitution du dossier de demande d'autorisation.
- Constitution du dossier de demande de prolongation.
- Actions de lobbying permettant une dérogation exceptionnelle.
- Approvisionnement temporaire en sous-traitance hors Union Européenne.
- Approvisionnement définitif en sous-traitance hors Union Européenne.
- Mise en place définitive d'un procédé breveté.
- Recherche et développement d'un procédé de substitution interne.
- Mise en place d'un procédé de substitution interne.

Dans notre démarche, nous estimons les implications financières des différents événements de base, puis nous nous attachons à évaluer l'influence des paramètres temporels sur ceux-ci. Ainsi, nous jugeons que les coûts de recherche et de développement d'un nouveau procédé de substitution seront plus coûteux si une pression temporelle élevée y est associée (par exemple autorisation exceptionnelle de 2 ans pour l'ancien procédé). De même, la possibilité d'innovation décroît avec le temps du fait du développement par d'autres entreprises de technologies brevetées : ce facteur est déjà pris en compte dans les définitions des probabilités d'occurrence des événements, mais nous estimons également que les coûts de recherche et développement augmentent.

Pour l'estimation du coût de constitution du dossier de demande d'autorisation, nous avons par l'intermédiaire des documents produits par la commission européenne [ECB, 2003], identifié les tâches à mener en y associant des ressources et des moyens (main d'œuvre, prestations externes, déplacements, logiciels). Le coût estimé par cette méthode s'élève alors à environ 225 000 € pour la constitution du dossier. En cas d'acceptation, l'autorisation finale de l'utilisation de la substance coûtera 60 000 €. Il est à noter que nous retenons l'hypothèse que ces coûts sont supportés globalement (autorisation pour toute l'entreprise).

Nous précisons également que pour l'estimation des coûts engendrés par une démarche de substitution en interne, nous avons utilisé les données recueillies au cours de notre étude lors de l'estimation des coûts de recherche et développement réellement supportés pour la substitution de l'OAC. Ce point est important car, en réalité, ces montants sont difficilement estimables lors d'une anticipation. Il est également à noter que pour simplifier, nous supposons les coûts d'exploitation des technologies de substitution égaux à ceux de l'OAC. Nous fixons en revanche, le coût relatif à une sous-traitance hors Union Européenne, comme étant 30% supérieur à la technologie référence, du fait des délais et des coûts de transports imposés.

Nous supposons le montant de l'investissement constant pour tout changement technologique (substitut interne ou procédé breveté). Il convient cependant d'ajouter le coût d'achat du brevet, ou d'acquisition de la licence d'exploitation. Nous reviendrons plus tard sur les hypothèses réalisées pour l'estimation de ce montant (3.1.2.2 – p298).

Pour finir, la réaffectation des coûts supportés globalement à l'entreprise, à l'usine considérée dans notre étude de cas, se fait au prorata du volume des bains d'OAC implantés sur le site relativement aux volumes totaux de l'entreprise.

Les coûts obtenus par cette approche sont à la fois observables par scénarios (Il y en a 15 au total et ceux-ci sont identifiables dans l'arbre des événements présenté en **annexe 8**) et par année. Nous présentons dans le tableau suivant (**Tableau 48**), les coûts estimés par scénario, actualisés à l'année 2006 (taux d'actualisation de 12%).

	Conséquences économiques	Probabilité d'occurrence	Pertes statistiques
Scénario 1	13 198 €	8,0%	1 056 €
Scénario 2	372 287 €	11,5%	42 697 €
Scénario 3	256 131 €	3,2%	8 262 €
Scénario 4	628 962 €	3,2%	20 288 €
Scénario 5	460 499 €	5,5%	25 464 €
Scénario 6	232 821 €	1,6%	3 621 €
Scénario 7	623 702 €	1,6%	9 700 €
Scénario 8	591 370 €	5,4%	32 171 €
Scénario 9	732 052 €	33,6%	245 969 €
Scénario 10	548 712 €	4,2%	23 046 €
Scénario 11	1 037 866 €	4,2%	43 590 €
Scénario 12	540 156 €	9,6%	51 855 €
Scénario 13	547 515 €	1,2%	6 570 €
Scénario 14	1 068 939 €	1,2%	12 827 €
Scénario 15	1 031 908 €	6,0%	61 914 €
Total			589 030 €

Tableau 48 – Les coûts des scénarios associés à la réglementation REACh

1.4.1.3 Evaluation des risques réglementaires – synthèse des résultats

Pour l'analyse de la réglementation Seveso, nous avons mis en œuvre une démarche déductive, par l'intermédiaire d'un arbre des défaillances qui répertorie et probabilise les événements pouvant induire un changement de la classification de l'installation. L'arbre de défaillance construit pour le scénario « classement - Seveso seuil bas » (**Annexe 8**) permet de voir que le principal événement pouvant impliquer un assujettissement à ce régime est l'évolution du classement en terme de toxicité des bains d'OAC, notamment suite à une harmonisation internationale.

Les impacts économiques associés à la réglementation Seveso, ont été estimés par l'intermédiaire de la liste des obligations induites par le passage à une classification Seveso seuil bas ou seuil haut d'un établissement industriel, pour lesquelles nous avons associé les ressources et moyens nécessaires à leur mise en œuvre. Nous avons, dans cette approche, distingué les coûts selon qu'ils soient récurrents ou non.

Il est à noter que nous réaffectons les coûts liés aux risques d'un passage Seveso, aux procédés OAC, à hauteur de leurs contributions respectives aux coefficients issus de la règle de cumul définie dans l'arrêté du 10 mai 2000 (**3.2.1.3 – p167**). Nous traduisons alors le fait que, même si c'est uniquement l'évolution de la classification du trioxyde de chrome qui fait, à un

moment donné, que l'entreprise passe par exemple Seveso seuil bas, les autres activités mises en œuvre sur le site y contribuent également.

En ce qui concerne les évolutions des valeurs d'exposition professionnelle, nous considérons dans notre étude, que la probabilité annuelle que la VLE soit abaissée au niveau de la valeur la plus contraignante au monde (soit 0,005 mg/m³) est de 10%. Nous envisageons un scénario plus drastique encore, avec une probabilité annuelle de 1% que la VLE soit abaissée à une valeur égale à celle du NOAEL aujourd'hui connu pour les effets avec seuil (0,0004 mg/m³). Nous pensons finalement que les probabilités annuelles de passage à un statut de Valeur Réglementaire Indicative est de 8% et de 5% en ce qui concerne le passage à un statut de Valeur Réglementaire Contraignante. Pour l'estimation, nous utilisons finalement les probabilités cumulées en prenant en compte la complémentarité des scénarios entre eux (l'occurrence d'un évènement peut induire que la probabilité d'occurrence d'un autre devient nulle).

Les impacts économiques induits par les évolutions potentielles des valeurs d'exposition, que nous avons conjecturées dans notre analyse, varient fortement selon que ces dernières soient légères ou plus drastiques. En effet, nous avons considéré que les implications peuvent aller d'une simple augmentation du débit d'aspiration des ventilations utilisées jusqu'à la mise en place de systèmes de ventilation intégrés au convoyeur de barre permettant un confinement du bain lors de l'anodisation.

Finalement l'impact économique des évolutions réglementaires futures sur les coûts relatifs à l'utilisation des procédés OAC de notre étude de cas sont les suivants :

		Contribution aux coûts (actualisés)			
		REACH	Seveso	VLE/VME	
2006		0,0%	0,6%	0,3%	0,9%
2007		0,0%	0,6%	0,3%	0,9%
2008		0,0%	0,5%	0,4%	0,9%
2009		0,0%	0,4%	0,4%	0,8%
2010		1,8%	0,4%	0,4%	2,6%
2011		19,2%	0,6%	0,4%	20,2%
2012		10,1%	0,5%	0,4%	11,0%
2013		27,3%	0,4%	0,4%	28,1%
2014		5,5%	0,5%	0,4%	6,4%
2015		0,5%	0,4%	0,4%	1,2%
2016		9,2%	0,3%	0,3%	9,9%
2017		4,7%	0,3%	0,3%	5,3%
2018		7,6%	0,3%	0,3%	8,1%
2019		2,2%	0,3%	0,3%	2,7%
2020		0,4%	0,2%	0,3%	0,9%
Total		88,5%	6,4%	5,1%	100,0%

Coûts statistiques supportés sur la période [2006-2020] actualisés à 2006 (12%)	
REACH	589 030 €
Seveso	38 125 €
VLE/VME	31 339 €
Total	658 494 €

Coûts statistiques non actualisés	
REACH	1 327 363 €
Seveso	95 073 €
VLE/VME	84 004 €
Total	1 506 440 €

Tableau 49 & Tableau 50 – La quantification économique des risques réglementaires

Il est à noter qu'une large partie des coûts conjecturés, est liée à la possible interdiction du procédé OAC du fait de la réglementation REACH : les coûts en gras représentent ainsi près de 80% du total. Le dossier de demande d'autorisation pour l'application est déposé en 2010 et les premières interdictions sont envisagées dès 2011. Les coûts alors supportés ([2011-2013]) reflètent le lancement de diverses stratégies (lobbying puis R&D pour une substitution interne, Achat d'un brevet et investissement, etc.). De la même manière, les autorisations étant délivrées pour cinq années, un phénomène identique apparaît en 2016.

1.4.2 L'analyse des risques de marché

1.4.2.1 Le trioxyde de chrome

Nous avons en premier lieu effectué une brève revue de l'activité du secteur « traitement et revêtement des métaux » dans les 25 pays de l'UE. Les statistiques Eurostat³²⁶ laissent notamment à penser que cette dernière est corrélée à la croissance de L'Union Européenne, même si les ralentissements y sont plus marqués que pour l'évolution du PIB. Les données observées semblent montrer que les activités de traitement des métaux n'ont pas été sujettes au cours des 10 dernières années à des délocalisations de la production hors UE.

Nous notons enfin que la majeure partie des activités d'anodisation des métaux est effectuée en Italie, en Allemagne, en France et en Espagne (77% en valeur).

Le principal risque lié aux évolutions de marché, pour le procédé d'Oxydation Anodique Chromique est selon nous dû au « trioxyde de chrome », notamment du fait de son intégration en tant que composé cancérigène à la liste des substances extrêmement préoccupantes de l'Union Européenne, qui sont directement impactées par la réglementation REACH.

Pour information, 17000 tonnes de trioxyde de chrome ont été utilisées dans l'UE en 1997 (32000 tonnes ont été produites, mais l'union est un exportateur net) [ECB, 2005].

Les principales utilisations du trioxyde de chrome sont les suivantes :

- Traitement (finition) des métaux.
- Fabrication de produits destinés à la protection du bois.
- Fabrication de catalyseur.
- Fabrication de chrome métallique.
- Fabrication de dioxyde de chrome et de pigment.

Il est à noter que parmi ces utilisations, le traitement des métaux représente 53% des consommations de l'Union Européenne : c'est donc le secteur qui a le plus d'influence sur la demande relative à ce composé.

³²⁶ Office statistique des communautés européennes. Source : <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>

La base de données SPIN (Substances in Preparations in Nordic Countries)³²⁷ permet de distinguer précisément les quantités de trioxyde de chrome utilisées en Suède, au Danemark et en Norvège pour différentes activités industrielles, tout en observant leurs évolutions temporelles. Même si ces données ne permettent pas de tirer des conclusions précises quant à une tendance d'évolution du marché scandinave du trioxyde de chrome, il semble qu'une baisse de ce composé soit notable au Danemark et en Norvège.

Nous conjecturons que la tendance observée sur le marché nordique, qui laisse percevoir un ralentissement de l'utilisation du trioxyde de chrome utilisé pour le traitement des métaux (non vérifié pour la Suède), est représentative de l'évolution globale à venir pour l'Union Européenne. Ceci est forcément corroboré par les interdictions, pour certains secteurs, d'utiliser cette substance qui sont actuellement mises en œuvre.

Dans ce cas, la demande de CrO₃ devrait diminuer ce qui impliquera nécessairement une baisse de l'offre. A court terme, il est peu probable que ce phénomène ait une influence notable sur les prix. Cependant, à long terme il est envisageable que les prix d'achat augmentent fortement du fait d'une production devenue très faible (coût de maintien des lignes de production, et effet inverse des économies d'échelle).

La réglementation REACH va en revanche, certainement avoir une influence à court terme sur les prix d'achat du trioxyde de chrome. Nous effectuons, pour estimer cet effet, l'hypothèse que les coûts supportés par les fournisseurs de trioxyde de chrome afin d'enregistrer et d'évaluer la substance sont répercutés sur le prix de vente de la substance.

Les coûts supportés pour l'évaluation seront mutualisés notamment dans un objectif de minimisation des tests réalisés sur les animaux. Selon la FIM (Fédération des Industries Mécaniques)³²⁸, le coût moyen supporté par une entreprise sera de 200 000 € même si tous les fournisseurs d'une même substance ne seront pas exposés aux mêmes frais.

Nous approximons également le coût individuel d'enregistrement d'une substance à 200 000 € [KPMG, 2005].

La base de données de l'UE, ESIS³²⁹, donne une liste de 24 fournisseurs ou importateurs de trioxyde de chrome dans l'Union Européenne. Le rapport entre ce nombre et la quantité de CrO₃ produite en 1997 fournit un volume moyen de production par entreprise de 1300 tonnes par an. En conjecturant que ces coûts seront étalés sur deux ans, un fournisseur de trioxyde de chrome supportera un coût moyen de 400 000 € pour une production de 2600 tonnes, ce qui implique une augmentation du coût de vente au kg d'à peu près 0,16 €, ce qui correspond environ à une hausse de 5,6% du prix du trioxyde de chrome.

En outre, une étude menée par le cabinet KPMG [KPMG, 2005] centrée sur les question de compétitivité et d'innovation, financée par le CEFIC³³⁰ et l'UNICE³³¹, conjecture une hausse du

³²⁷ <http://www.spin2000.net>

³²⁸ Source : <http://www.fim.net/>

³²⁹ European chemical Substances Information System. Source : <http://ecb.jrc.it/esis/>

³³⁰ European Chemical Industry Council.

coût des produits concernés par la législation REACH se situant dans une fourchette allant de +6 à +20%. Il est également à noter que, selon ce rapport, les coûts supportés par les fabricants devraient effectivement pouvoir être répercutés à travers les prix de ventes des produits. Enfin, selon les auteurs, des délocalisations ne devraient pas être directement induites par la réglementation, même si cette dernière en favorise le contexte.

Nous considérons donc dans notre étude que la réglementation Reach induira une augmentation de 6% du prix du trioxyde de chrome à partir du moment où l'enregistrement sera nécessaire (2007 - 2008). Enfin, nous conjecturons une augmentation significative de ce prix à long terme due à une baisse du niveau d'utilisation de cette substance dans l'Union Européenne : nous fixons cette dernière à 15% en 2012.

1.4.2.2 Les autres enjeux

Nous nous sommes, dans cette partie, basés sur les résultats déjà obtenus par l'intermédiaire de notre modélisation afin de sélectionner les domaines pour lesquels les risques de marché doivent être étudiés. Nous avons tout simplement considéré les impacts environnementaux et économiques majeurs (**Annexe 3**) :

- Les consommations de produits chimiques.
- Les consommations d'énergie.
- Les déchets produits.

Nous avons, à partir des mêmes bases de données que celles utilisées dans la partie précédente, caractérisé les marchés relatifs aux autres produits chimiques utilisés dans le cadre d'un fonctionnement du procédé OAC. Nous conjecturons sur cette base, une stabilité des prix de l'acide sulfurique, de l'acide chlorhydrique et de l'hydroxyde de sodium, ceci d'autant plus que, du fait de leur toxicité moindre, ces composés seront à court terme, faiblement impactés par la réglementation REACH.

Les consommations d'énergie représentent un centre de coût de plus en plus important au sein des entreprises et l'augmentation du prix des énergies fossiles est au cœur des politiques énergétiques développées par les organisations. L'évolution des prix des énergies est cependant difficile à conjecturer, ceci étant notamment prouvé par l'analyse rétrospective de la capacité des institutions à prévoir les évolutions des marchés énergétiques³³². Nous notons par ailleurs que pour la France, les données de l'observatoire de l'économie de l'énergie et des matières premières font état entre 2005-2006, d'une augmentation de 29% du prix du gaz naturel et d'une stabilité pour le prix de l'électricité.

³³¹ The Confederation of European Business.

³³² La Direction Générale de l'énergie et des matières premières, dépendant du ministère de l'économie, des finances et de l'industrie a publié en 1999 une synthèse présentant les différents scénarios énergétiques mondiaux à l'horizon 2020 (Les scénarii énergétiques mondiaux à l'horizon 2020 : analyse comparative, DGEMP- avril 1999). Il ressort de ce document qu'aucune étude n'avait prévu un niveau d'augmentation aussi rapide et aussi élevé du prix du pétrole que celle qui a effectivement eu lieu entre 1999 et 2006.

Il ressort tout de même des diverses études, notamment publiées par l'Observatoire de l'Energie, que trois scénarios peuvent être conjecturés pour le gaz naturel :

- Le prix du gaz, ainsi que celui des produits pétroliers, baissent ; le baril de pétrole revenant durablement à un niveau de 50\$/baril.
- Le prix du gaz se stabilise au niveau de 2006 et l'augmentation annuelle du prix suit celui de l'inflation.
- Le prix du gaz continue à augmenter à une vitesse bien plus élevée que celle de l'inflation.

En revanche, en France, le prix de l'électricité devrait se cantonner à une évolution qui suit celle de l'inflation.

Bien qu'il est difficile de conjecturer les évolutions futures des prix des énergies fossiles notamment, car ces dernières sont la résultante d'effets géopolitiques et d'effets réels de marché liant l'offre et la demande, nous jugeons dans notre étude que :

- Le prix du gaz naturel augmentera plus rapidement que le taux d'inflation (2,5%).
- Le prix de l'électricité augmentera à la même vitesse que l'inflation (1,5% et 1,6% d'inflation pour la France en 2005 et 2006³³³).

Une rapide intégration de l'impact des quotas d'émissions de CO₂ dans notre étude de cas, nous conduit par son faible niveau, à négliger les éventuelles taxes ou quotas liés aux consommations énergétiques.

Nous n'avons pas réussi à constituer un cadre clair des évolutions envisageables pour le coût de traitement des déchets dangereux. Nous ne prenons donc pas en compte ce paramètre dans notre étude.

1.5 L'intégration des coûts intangibles

1.5.1 Méthodologie

1.5.1.1 Approche générale

L'objectif de cette partie est d'intégrer une partie des coûts généralement négligés dans les analyses. Ceux-ci, sont qualifiés d'intangibles et constituent les coûts de type IV de la méthode TCA (Tableau 20 – p132).

Nous rappelons que parmi les coûts intangibles généralement définis, nous avons identifié comme étant à étudier, les effets que peuvent avoir une mauvaise ou une bonne performance

³³³ Source : <http://www.insee.fr>

environnementale sur : les employés, les parts de marché, l'autorisation d'exploiter, les relations avec les investisseurs et créanciers, etc.

Comme nous l'avons signalé dans la construction de notre modèle de recherche (4.2.1.5 – p190), il est plus aisé d'estimer ces coûts en les liant à un changement de situation. Nous cherchons dans cette partie à identifier les événements susceptibles d'avoir une influence sur les divers coûts considérés comme intangibles et nous tenterons d'estimer les montants économiques de ces derniers. Nous nous servirons notamment des divers résultats obtenus par le déploiement des analyses de risque (1.3 – p239 & 1.4 – p248) pour regrouper certains événements dans diverses catégories.

1.5.1.2 Application à notre étude de cas

Nous confrontons, en premier lieu, les divers effets revus dans la bibliographie (3.5.2 – p96) aux situations effectivement rencontrées dans notre étude de cas.

La revue bibliographique réalisée, nous permet de formuler des hypothèses dans l'optique d'une intégration des effets induits par certains événements sur les employés. Nous effectuons l'hypothèse, qu'en cohérence avec les chiffres annoncés (3.5.2.1 – p97), un événement négatif induira en premier lieu des coûts directement estimables et des coûts indirects dont les montants sont 5 fois supérieurs aux montants des coûts directs. Ceux-ci peuvent être liés à une baisse de la productivité, à une augmentation du turn-over ou encore à une augmentation de l'absentéisme. Nous répartissons arbitrairement ces surcoûts sur 3 ans pour les événements mineurs et sur 5 pour les événements majeurs.

Nous identifions par l'intermédiaire de nos analyses de risques des événements mineurs (certains scénarios d'accidents, maladie professionnelle bénigne) et des événements majeurs (accidents graves, maladie professionnelle grave). Nous ajoutons certains scénarios réglementaires comme pouvant avoir le même type d'impacts sur le bien-être des employés : Nous estimons arbitrairement qu'une interdiction drastique et non prévue de la technologie OAC ou qu'un classement Seveso auront un impact d'un niveau deux fois moins élevé que les événements majeurs non réglementaires définis ci-dessus.

Il semble que l'influence que pourrait avoir l'occurrence d'un événement négatif sur les parts de marché soit difficile à prendre en compte. Les études réalisées sur la catastrophe de l'Exxon Valdez tendent à prouver que cet impact est très faible même dans le cas d'événements très graves. Dans notre étude nous ne considérons pas la possibilité de perdre un client du fait de l'occurrence d'un des événements identifiés dans notre analyse des risques. En revanche, nous conjecturons qu'une interdiction drastique et non prévue de la technologie OAC (événement majeur réglementaire déjà identifié dans le paragraphe précédent) induise un retard de livraison pour un appareil. Ce retard pourrait donner lieu à une pénalité. Nous estimons cette dernière à 10% du prix catalogue d'un avion. La réaffectation au site se fait par l'intermédiaire du nombre d'employés.

Comme nous l'avons vu, la prise en compte des effets sur les autorités doit plutôt se faire par la formulation d'hypothèses propres au contexte d'exploitation du site de production en question. Dans notre cas, il est clair que les actions mises en œuvre dans le cadre de la politique environnementale du site industriel considéré, influencent les coûts supportés ou non³³⁴. Nous faisons l'hypothèse, dans notre étude, que dans le cas d'une modification nécessaire, un climat réglementaire moins bon impose le fonctionnement de l'installation durant quelques jours sans que l'autorisation adéquate soit obtenue. Nous estimons que l'occurrence d'un évènement mineur ou majeur aura cette influence négative sur le climat réglementaire. Nous conjecturons qu'une pénalité de l'ordre de 1500 €/jour sera supportée (montant correspondant à une première injonction des autorités locales en France) durant 10 et 30 jours dans les cas respectifs de l'occurrence d'un évènement négatif mineur ou majeur.

En ce qui concerne les relations avec les investisseurs et créanciers, nous nous interrogeons sur la possibilité que les alternatives étudiées aient un impact sur la valeur de l'action. D'après la revue consacrée à ce sujet (3.5.2.5 – p99 & 3.5.2.6 – p101), il est difficile de trancher. Nous pensons que dans le cas de notre étude, il est possible d'introduire le paramètre boursier par la prise en compte de la survenue d'un évènement négatif. Ainsi, comme la revue bibliographique l'a montré, un évènement important (accident ou publication de rapports très négatifs, etc.) peut avoir une influence notable. L'interdiction soudaine de l'OAC, qui imposerait la mise en place d'une solution de secours urgente (sous-traitance hors UE, achat d'une technologie brevetée) pourrait bien évidemment être perçue comme une très mauvaise gestion des enjeux environnementaux par l'entreprise. Il en serait certainement de même si le site industriel passait Seveso ou si une condamnation induisant des indemnités importantes était prononcée. Il est clair que de telles annonces peuvent engendrer une diminution de la valeur de l'action.

Nous conjecturons que l'annonce de l'interdiction absolue et immédiate du procédé d'OAC, sans que l'entreprise n'ait mis en place un plan de substitution permettant d'anticiper cet évènement, se traduira par une diminution de la valeur boursière de l'entreprise de l'ordre de 1,5%, au moins temporairement. Il est toutefois très difficile d'estimer l'impact économique réellement supporté par l'entreprise³³⁵. Pour cela nous faisons l'hypothèse que cette diminution boursière induira une augmentation du Coût Moyen du Capital³³⁶ (2.4.1.1 – p54) de 0,5% pendant 2 ans. Afin d'estimer l'impact final, nous utilisons, le montant moyen annuel par employé des investissements du secteur, que nous multiplions par le nombre d'employés du site de notre étude de cas. Finalement, nous traduisons le fait que ce montant sera financé (capitaux propres et banques) à un taux supérieur de 0,5%. Pour des raisons de simplification nous estimons que le classement Seveso du site, tout comme l'annonce d'une condamnation induisant des indemnités importantes, aura le même impact.

³³⁴ Le passage il y a quelques années à un fonctionnement en rejet zéro (effluents liquides) de la ligne de traitement de surface a sans doute permis le maintien et même l'accroissement de la capacité de production de l'usine. Sans cette amélioration environnementale il est clair que des coûts relativement importants auraient été supportés pour la poursuite de l'activité et l'obtention d'une autorisation d'exploitation.

³³⁵ Pour traduire l'impact économique réel de la diminution du cours de l'action de l'entreprise nous choisissons d'estimer l'influence que cette dernière a sur les capacités de financement. Il est par exemple envisageable que le coût moyen des capitaux propres, qui contient une notion de risque, augmente du fait de la diminution de la valeur de l'action

³³⁶ Nous rappelons que le coût du capital est le coût moyen pondéré des sources de financement de l'entreprise et que ce dernier est défini pour un niveau de risque donné associé à l'entreprise.

Comme nous l'avons perçu, grâce à la revue bibliographique effectuée (3.5.2.7 – p101), l'effet d'une bonne relation avec la communauté est difficile à estimer. Il convient, tout comme pour la partie relative aux effets sur les autorités, de se baser sur des expériences passées pour le site industriel observé. Cependant, aucun chiffre n'étant précisément disponible, nous nous contentons de conjecturer que l'occurrence de certains événements négatifs induiront que d'une à trois plaintes soient déposées par des voisins. Nous supposons que le temps passé à examiner une plainte est de 3 jours et que la pénalité pour le non-respect est de 1500 € ce qui implique au total une pénalité de 3000 €.

Avant de poursuivre nous précisons que toutes ces hypothèses, même si elles ont été effectuées avec pour objectif de coller au mieux à la réalité, sont extrêmement discutables. Les incertitudes qui leur sont associées sont en outre extrêmement élevées.

1.5.2 Estimation des coûts intangibles

1.5.2.1 Identification des événements négatifs

Nous distinguons finalement quatre catégories d'événements, dont les occurrences entraînent des effets intangibles notables. Nous avons donc choisi de regrouper certains événements pourtant très différents, dans une seule et même catégorie afin de permettre l'obtention de probabilité significative. Certains événements ont, en effet, des probabilités d'occurrence très faibles et peuvent donc difficilement être pris en compte indépendamment.

Les catégories que nous distinguons sont les suivantes :

- Événements pouvant être récurrents
 - Événements mineurs
 - Événements majeurs
- Événements à occurrence unique
 - Événements mineurs
 - Événements majeurs

Les événements pouvant être récurrents sont composés des accidents potentiels mis en avant par l'analyse des risques accidentels et des maladies professionnelles identifiées dans l'analyse des risques chroniques. Nous considérons les accidents dont les conséquences directes sont inférieures à 200K€ (Tableau 43 – p245), comme mineurs, les autres faisant partie la catégorie « événements majeurs ». La survenue d'une atteinte des fonctions pulmonaires est considérée comme un événement mineur alors que le cancer pulmonaire est naturellement considéré comme majeur.

En ce qui concerne les événements à occurrence unique, nous considérons la classification Seveso Seuil bas du site industriel de notre étude de cas, ainsi qu'une condamnation judiciaire

à verser des compensations importantes³³⁷, comme des évènements mineurs. Sa classification Seveso Seuil haut et l'interdiction de la technologie OAC sans que l'entreprise n'ait développé de substitut interne, constitueront des évènements majeurs.

Les montants liés à la classification Seveso sont affectés au procédé OAC au prorata de sa contribution au dépassement du seuil d'assujettissement (1.4.1 – p249).

1.5.2.2 Estimation des coûts intangibles

Finalement l'estimation des coûts intangibles se fait pour les quatre catégories définies dans la partie précédente.

Nous utilisons le cumul des probabilités de chaque évènement intégré à une catégorie afin d'estimer la probabilité d'occurrence associée à un évènement-type (comme par exemple un évènement mineur récurrent). Nous associons à cet évènement-type les coûts intangibles identifiés dans les parties précédentes.

Nous présentons les coûts intangibles associés aux différentes catégories d'évènements identifiées dans notre étude de cas :

		Probabilité d'occurrence annuelle	Coûts intangibles		Commentaires
Evénements pouvant être récurrents	Evénements mineurs	2%	Effets sur les employés	126 071 €	<i>Supportés sur 3 ans</i>
			Effets sur les autorités	15 000 €	-
			Effets sur la communauté	3 000 €	-
	Evénements majeurs	0,2%	Effets sur les employés	1 656 329 €	<i>Supportés sur 5 ans</i>
			Effets sur les autorités	45 000 €	-
			Effets sur la communauté	9 000 €	-

		Probabilité d'occurrence cumulée [2006-2020]	Coûts intangibles		Commentaires
Evénements à occurrence unique	Evénements mineurs	95%	Effets sur les créanciers et actionnaires	88 000 €	<i>Supportés sur 2 ans</i>
			Effets sur les employés	363 613 €	<i>Supportés sur 5 ans</i>
	Evénements majeurs	30%	Effets sur les créanciers et actionnaires	200 000 €	<i>Supportés sur 2 ans</i>
			Effets sur les employés	826 392 €	<i>Supportés sur 5 ans</i>
			Effets sur les clients	300 000 €	-

Tableau 51 & Tableau 52 – Les différents coûts intangibles intégrés dans notre étude de cas

Finalement, les résultats de l'estimation des coûts intangibles liés à notre étude de cas sont les suivants :

		Pertes annuelles statistiques
Evénements pouvant être récurrents	Evénements mineurs	1 899 €
	Evénements majeurs	2 697 €
Evénements à occurrence unique	Evénements mineurs	30 645 €
	Evénements majeurs	28 423 €

Tableau 53 – Les résultats de l'estimation des coûts intangibles

³³⁷ Nous avons choisi de qualifier l'évènement « condamnation » d'évènement mineur, du fait du niveau de ses conséquences économiques.

CHAPITRE 3

Il convient de noter, que ces résultats sont tous associés à des niveaux d'incertitudes extrêmement élevés, qu'il ne nous est pas possible de quantifier. Ceci est tout particulièrement vrai pour les effets sur les employés dans le cas des événements à occurrence unique : nous les avons en effet fixés arbitrairement à la moitié des montants induits par l'occurrence des événements récurrents³³⁸.

³³⁸ Ce dernier est calculé comme étant égal à 5 fois (1.5.1.2 – p262) le montant du coût moyen direct des événements constituant cette catégorie.

Partie 2 – L'analyse des enjeux stratégiques et des voies d'amélioration

2.1 L'analyse des enjeux stratégiques

2.1.1 Synthèse des résultats obtenus par l'analyse de la situation existante

2.1.1.1 La performance environnementale

Nous nous penchons dans cette partie sur la performance environnementale associée au procédé d'Oxydation Anodique Chromique que nous avons quantifiée par l'intermédiaire des aspects environnementaux considérés comme significatifs pour le secteur du traitement de surface. Nous synthétisons ici les résultats obtenus en les liant au facteur de production et en distinguant la phase d'anodisation de celles composant le reste du cycle de vie étudié.

En premier lieu, si seule la phase d'anodisation est considérée, nous avons déjà établi que les paramètres environnementaux sont amenés à suivre, en relation avec l'augmentation du niveau de production, diverses « familles d'évolutions » (Figure 47 – p224). Des paramètres resteront stables dans le temps, d'autres seront linéairement liés au facteur de production, certains seront corrélés à ce dernier par l'intermédiaire du nombre de bains changés, d'autres seront quant à eux directement liés au nombre de régénérations des résines (ce dernier étant influencé par l'âge des résines et le niveau de production) et enfin les derniers pourront cumuler divers effets.

Nous pouvons, d'ores et déjà, mettre en avant les différents facteurs qui influenceront de par leurs évolutions, sur la performance environnementale directement observable au niveau des procédés d'OAC. Le graphique suivant (Figure 60) présente l'évolution de ces paramètres, les valeurs de ces derniers étant normalisées pour l'année 2005 :

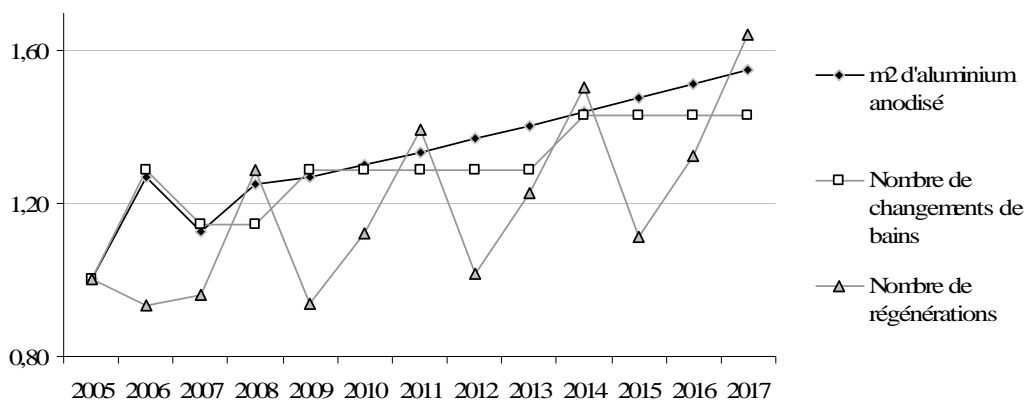


Figure 60 – les facteurs influençant la performance environnementale du procédé OAC

Il faut toutefois garder à l'esprit que le nombre de changements de bains et le nombre de régénérations sont, dans notre modélisation, liés au facteur de production (m² d'aluminium anodisé).

Les données obtenues par l'intermédiaire de notre Analyse de Cycle de Vie, qui sont déduites du fonctionnement du procédé OAC pour l'année 2005 ne prennent pas en compte les variations temporelles dues au vieillissement des résines de la station de déminéralisation. Les valeurs présentées pour l'unité fonctionnelle choisie (10 000 m² d'aluminium anodisé) sont donc, à l'ordre de grandeur près, représentatives des résultats pour l'année 2005. L'extrapolation de ces données sur la période [2005-2017], traduit directement et de manière linéaire, l'augmentation de la production. Peu d'informations nouvelles sont donc accessibles par cette démarche, d'autant que le niveau de contribution de la phase d'anodisation aux impacts environnement sur le cycle de vie reste le même.

2.1.1.2 La performance économique

Le déploiement de notre modèle de recherche sur le périmètre de notre étude de cas, qui englobe les deux bains d'OAC, leurs bains de rinçage associés, de même que les diverses unités assurant leur fonctionnement (Equipements divers de la ligne, laveurs d'air, station de déminéralisation, station de détoxification, etc.), a permis l'estimation de différents types de coûts.

Nous choisissons de présenter les résultats obtenus sur la période [2005-2020], en distinguant très clairement les contributions de chacune des méthodes déployées : l'impact économique de l'augmentation du prix d'achat du trioxyde de chrome et du gaz naturel (risques de marché) apparaîtra par exemple de manière isolée, alors qu'il aurait par exemple pu être réinjecté dans la catégorie « coût d'achat des matières ne constituant pas un produit ».

Nous rappelons que les différentes catégories de coûts que nous avons évalués par l'intermédiaire de notre modèle de recherche sont les suivantes :

- Coûts de type I et II (coûts directs et coûts indirects) (**Tableau 20 – p132**) :
 - Coûts 100% opérationnels
 - Coûts d'achat des matières ne constituant pas un produit
 - Coûts de gestion des déchets
 - Coûts de la prévention des pollutions
- Coûts de type III (coûts contingents) (**Tableau 20 – p132**) :
 - Risques accidentels
 - Risques chroniques
 - Risques réglementaires
 - Risques de marché
- Coûts de type IV (coûts intangibles) (**Tableau 20 – p132**) :
 - Effets sur les employés
 - Effets sur les autorités et la communauté
 - Effets sur les créanciers et actionnaires
 - Effets sur les Clients

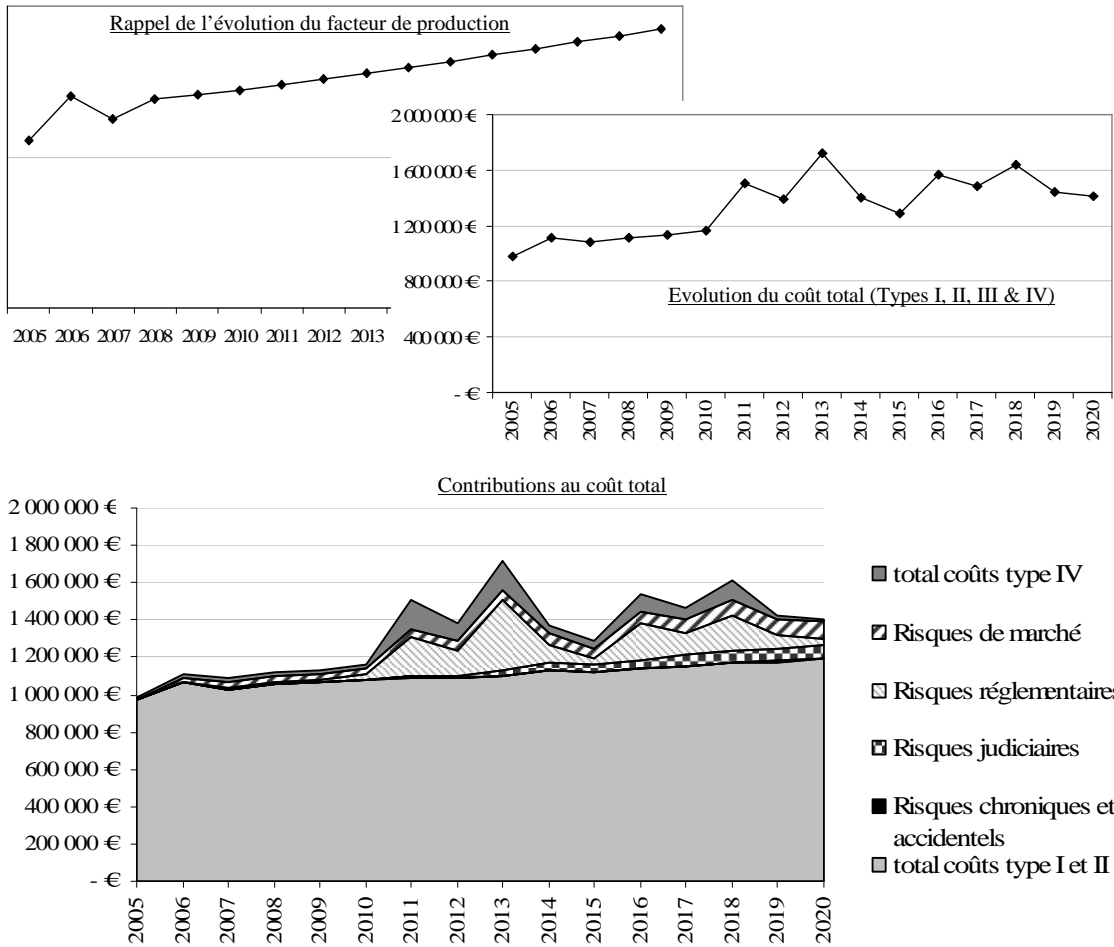


Figure 61 – L'évolution des coûts du procédé OAC, estimés par notre modèle de recherche

Le graphique présentant la contribution au coût total des différents coûts évalués, conduit en premier lieu à négliger les risques chroniques et accidentels (ils ne sont même pas perceptibles sur le graphique).

L'évolution des coûts de type I et II a, quant à elle, déjà été étudiée de manière précise précédemment (1.1.3 – p218).

Les coûts induits par les risques de marché augmentent progressivement dans notre estimation.

La traduction économique des risques réglementaires intègre les influences de trois réglementations (REACH, Seveso, VLE/VME). Les réglementations Seveso et VLE/VME ne provoquent pas de « pics » dans la modélisation puisque les probabilités d'occurrence des événements qui y sont liés sont soit stables tout au long de la période (VLE/VME), soit stables sur deux périodes distinctes [2006-2010] et [2011-2020]. Leurs influences sur les coûts sont donc traduites dans le graphique précédent, sous la forme de « bandes » de coûts supplémentaires, d'épaisseurs relativement constantes. Les pics notables en 2011, 2013, 2016 et 2018 sont causés par la réglementation REACH : ils traduisent le fait que les probabilités d'occurrence des événements ne sont pas uniformes sur la période. Les surcoûts observables en 2011, sont ainsi le fait des premières interdictions envisageables pour la technologie OAC : l'entreprise mettra donc en place une stratégie nécessitant des dépenses. Celle-ci prendra principalement la forme d'une démarche de R&D interne aboutissant deux ans plus tard à un

investissement sur site, traduit par un nouveau pic, observable en 2013 (d'autres scénarios sont toutefois envisagés comme le montre l'arbre des défaillances utilisé dans notre modélisation). La période d'autorisation prévue par la réglementation étant de 5 ans, ces mêmes pics sont observables en 2016 et 2018, même si ces derniers sont atténués.

Ces « pics » sont également notables au niveau des coûts intangibles. C'est une nouvelles fois la réglementation REACh qui en est à l'origine. Dans ce cas, l'occurrence d'une interdiction absolue de la technologie, sans que l'entreprise n'ait développé un substitut interne (pas de dérogation temporaire et/ou échec de la démarche R&D), impose l'achat d'une technologie brevetée ou la mise en place d'un approvisionnement en sous-traitance hors Union Européenne : l'impact sur l'actionnariat et sur les clients (cours de l'action, capacité de financement, pénalité de retard) rentre alors en ligne de compte. Des effets identiques sont pris en compte relativement à la réglementation Seveso. Ils sont cependant traduits dans le graphique précédent sous une forme plus linéaire (les probabilités d'occurrence estimées sont relativement stables dans le temps). Ils contribuent toutefois à l'élargissement de la « bande » des coûts intangibles au cours du temps.

Enfin, les risques judiciaires apparaissent à partir de 2012 et augmentent temporairement.

2.1.2 Identification des enjeux stratégiques

2.1.2.1 Les facteurs liant performances environnementale et économique

Nous cherchons ici à voir si la démarche menée nous a permis de clairement identifier les facteurs liant performance environnementale et performance économique.

Nous choisissons de présenter d'un bloc les paramètres identifiés et nous préciserons par la suite comment ils lient les deux types de performances entre elles.

- Vieillessement du bain.
- Paramètres de fonctionnement du bain.
 - Température du bain.
 - Vitesse d'extraction d'air de la ventilation.
 - Densité de courant pour le traitement par anodisation.
- Entraînement dans les rinçages.
 - Viscosité de l'électrolyte.
 - Temps d'égouttage.
 - Pré-rinçage.
- Efficacité de recyclage de la station de déminéralisation :
 - Age des résines.
- Caractéristiques de la station de détoxification
 - Efficacité de l'évapoconcentrateur.

Nous présentons dans le tableau suivant les paramètres listés ci-dessus, tout en nous attachant à préciser quelles influences ils ont sur les performances environnementale et économique. Nous observons également si ces paramètres sont précisément définis et quantifiables.

CHAPITRE 3

Paramètres		Influences sur la performance environnementale	Influences sur la performance économique	Caractérisations précises	Ressources utilisées pour l'identification des effets sur les performances	Commentaires
Vieillessement du bain.	Nombre de changements de bain.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en produits chimiques (montage du nouveau bain). • Consommations d'eau (montage du nouveau bain). • Consommations d'énergie (chauffage du nouveau bain). • Déchets générés (bains usés). 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations. • Coûts de traitement externe des déchets. • Coûts des opérations sur le nouveau bain. • Coûts des opérations sur le bain usé. 	<p>m² d'aluminium traités/durée de vie du bain.</p> <p>Durée de vie du bain.</p>	<p>Connaissances communes et globales.</p> <p>Contrat de sous-traitance in situ.</p>	<p>La durée de vie du bain est suivie, mais la quantité d'aluminium traitée au cours de la vie du bain ne l'est pas.</p> <p>Il conviendrait de précisément suivre et d'enregistrer la surface d'aluminium traitée par bain.</p>
Paramètres de fonctionnement du bain.	Température du bain.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en gaz naturel pour le chauffage du bain. • Evaporation du bain. • Emissivité du bain. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations énergétiques (thermiques). • Coûts des consommations d'eau. 	T en °C du bain..	<p>Connaissances communes et globales.</p> <p>Bilan thermique global réalisé.</p> <p>Revue bibliographique.</p>	Pas de problème de définition ni de suivi.
	Densité de courant pour le traitement par anodisation.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en énergie électrique. • Emissivité du bain (dissociation d'hydrogène plus importante à la cathode si le courant d'anodisation augmente). 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations d'énergie électrique. 	A/m ² .	<p>Connaissances communes et globales.</p> <p>Revue bibliographique.</p>	Pas de problème de définition.
	Durée de l'anodisation.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en énergie électrique. • Emissivité du bain (les émissions d'aérosols prises en compte n'ont lieu que lors des anodisations et elles sont proportionnelles à la durée d'anodisation). 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations d'énergie électrique. • Coûts de main-d'œuvre (productivité). 	s/anodisation.	<p>Connaissances communes et globales.</p> <p>Revue bibliographique.</p>	Pas de problème de définition ni de suivi..
Paramètres imposés par la toxicité du bain.	Vitesse d'extraction de la ventilation.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en gaz naturel pour le chauffage du bain (les pertes thermiques augmentent avec le débit de ventilation). • Captation des aérosols émis (l'efficacité du système augmente avec le débit). • Evaporation du bain. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations énergétiques (thermiques). • Coûts de fonctionnement de la ventilation (énergie électrique). • Coûts de fonctionnement des laveurs d'air (éventuellement). • Coûts des consommations d'eau. 	m ³ /s.	<p>Bilan thermique global réalisé.</p> <p>Revue bibliographique.</p> <p>Diagramme des flux construit.</p>	Pas de problème de définition. La valeur exacte de l'extraction au niveau d'un bain est à consolider (variabilité selon les documents).

CHAPITRE 3

Entraînement dans les rinçages.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en produits chimiques (rajouts au fil de l'eau). 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations en produits chimiques. • Coûts de fonctionnement des équipements intervenant dans la chaîne de recyclage des eaux de rinçage. • Coûts de la main-d'œuvre pour les opérations de titrage et de rajouts. 	g/m ² .	<p>Connaissances communes et disséminées.</p> <p>Revue bibliographique.</p> <p>Diagramme des flux construit.</p> <p>Bilan de matières réalisé.</p> <p>Contrat de sous-traitance in situ.</p>	<p>Pas de problème de définition. En revanche, le suivi de ce paramètre est difficile.</p> <p>Il conviendrait d'enregistrer précisément les quantités de produits chimiques ajoutés pour compenser les pertes et la surface d'aluminium traitée par bain d'OAC.</p> <p>La viscosité du bain, la présence d'un pré rinçage sous la forme de douchettes lorsque les pièces sont enlevées du bain ainsi que le temps d'égouttage, sont autant de paramètres jouant sur l'entraînement.</p>
Efficacité de la station de déminéralisation.	<ul style="list-style-type: none"> • Consommations en produits chimiques (NaOH et HCl pour les régénérations & NaOH et H₂SO₄ pour la neutralisation des éluats de régénération). • Consommations d'eau pour les régénérations. • Consommations en énergie électrique pour les régénérations. • Consommations en énergie thermique et électrique pour l'évapoconcentration des éluats de régénération. • Déchets générés (concentrats). 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts des consommations en produits chimiques et en eau. • Coûts des consommations énergétiques. • Coûts de la main-d'œuvre pour la gestion des opérations. • Coûts de traitement externe des déchets. 	<p>m³ d'eau recyclée/cycle.</p> <p>ou</p> <p>Nombre de régénérations/an.</p>	<p>Connaissances communes et disséminées.</p> <p>Diagramme des flux construit.</p> <p>Bilan de matières réalisé.</p>	<p>L'indicateur est suivi.</p> <p>L'influence de l'âge des résines devrait être précisément étudiée. L'influence du niveau de production devrait également être consolidée.</p> <p>Il conviendrait finalement de formaliser les conditions de lancement des régénérations, afin de maximiser l'efficacité des résines.</p>
Efficacité de l'évapoconcentrateur.	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets générés (une perte d'efficacité de l'évapoconcentrateur induit une augmentation de la quantité de concentrats générée). • Quantité d'eau consommée (plus l'efficacité de l'évapoconcentrateur est grande, plus la quantité de distillats récupérée est importante). 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts de traitement externe des déchets. • Coûts des consommations d'eau. 	<p>m³ de distillats générée/m³ d'effluents traités.</p>	<p>Connaissances communes et disséminées.</p> <p>Diagramme des flux construit.</p> <p>Bilan de matières réalisé.</p>	<p>L'indicateur est suivi.</p> <p>Il conviendrait d'étudier les variations de l'efficacité de l'évapoconcentrateur en fonction des types d'effluents traités.</p>

Tableau 54 – Les facteurs liant performances environnementale et économique

Ce qui ressort de cette analyse est en premier lieu, que le déploiement de notre modèle de recherche nous a effectivement permis de lister les paramètres influant sur les performances économique et environnementale.

Il convient toutefois de noter que certains paramètres évidents étaient déjà identifiés comme étant des facteurs stratégiques de la bonne performance de la ligne de traitement de surface. Plus encore, chaque paramètre est connu par au moins un acteur intervenant sur la chaîne des procédés équipements ici considérée. Cependant, leur synthèse et la mise en avant de l'insuffisance de leur caractérisation, de leur suivi et de leur enregistrement constituent une base d'information nouvelle.

De la même manière, les effets sur la performance économique d'une part, et sur la performance environnementale d'autre part, sont certes individuellement connus par au moins un acteur, mais leur recensement exhaustif peut permettre de mettre en place un système de suivi et d'enregistrement des performances plus efficace.

Les ressources mises en jeu pour l'identification de ces paramètres ne sont pas fondamentalement difficiles à mobiliser. Elles sont cependant disséminées au sein de différents groupes d'acteurs. La construction précise du diagramme des flux ainsi que sa validation interne, impliquent naturellement une consultation des acteurs et documents permettant l'identification des enjeux stratégiques. Quelques points nécessitent tout de même une revue bibliographique plus poussée.

Nous notons finalement que la mise en place d'un système de mesure et d'enregistrement précis des diverses performances ne peut être construit simplement sur la base de ces données. Il faut en effet quantifier l'influence qu'ont ces divers paramètres, pour en déduire des priorités de suivi.

2.1.2.2 Les facteurs de risques influençant la performance économique

Les facteurs de risques ayant réellement une influence notable sur la performance économique ne sont pas extrêmement nombreux. Leur qualification précise est en outre plus difficile que pour les facteurs de la partie précédente.

Nous signalons, avant d'aller plus loin, que les risques accidentels et chroniques ne sont pas ici considérés du fait de leur impact économique extrêmement faible.

Les risques principaux identifiés sont les suivants :

- Risques réglementaires :
 - Interdiction de la substance du fait de la réglementation Reach.
 - Passage Seveso du site industriel du fait du procédé OAC.
- Risques de marché :

- Augmentation du prix du trioxyde de chrome.
- Augmentation du prix du gaz naturel.
- Risques judiciaires

Comme nous l'avons déjà vu, les impacts de ces risques peuvent être directs (coûts supportés par l'entreprise : Recherche et Développement, achat d'un brevet, garanties financières, surcoûts à l'achat, etc.) ou indirects (effets intangibles divers).

Nous avons choisi pour caractériser plus précisément ces risques, les facteurs suivants :

- Probabilité que le procédé OAC soit interdit en 2020.
- Probabilité sur la période [2005-2020] que le procédé OAC soit totalement interdit sans que l'entreprise n'ait développé de substitut.
- Probabilité sur la période [2005-2020] que le site soit classé Seveso du fait de l'OAC.
- Niveau d'augmentation du prix du trioxyde chrome sur la période [2005-2020].
- Niveau d'augmentation du prix du gaz naturel sur la période [2005-2020].

Il est à noter que nous n'incluons pas, dans les facteurs stratégiques, les évolutions liées aux Valeurs Limites d'Expositions professionnelles, ce que nous expliquons notamment par le fait que le déploiement de notre modèle de recherche n'a pas mis en avant d'effets intangibles associés à cet événement, ce qui en limite l'effet économique global.

Les ressources mobilisées pour l'identification de ces risques réglementaires se sont avérées moins accessibles que celles de la partie précédente. La veille réglementaire s'avère finalement être le principal outil dont nous nous sommes servis. Cependant, l'évaluation des probabilités caractérisant les facteurs identifiés a nécessité la mise en œuvre d'une démarche inhabituelle au sein de l'entreprise. De ce fait, un travail indépendant d'analyse de risques a été mené.

2.1.3 Quantification des enjeux stratégiques

2.1.3.1 Les facteurs liant performances environnementale et économique

Nous cherchons dans cette partie à quantifier différents éléments :

- L'influence d'une variation du facteur.
- L'influence du niveau d'incertitude sur les effets quantifiés.

Nous avons pris le parti de détailler la manière dont notre modèle de recherche nous permet d'évaluer ces différents effets pour un seul paramètre : nous nous contenterons d'exposer les résultats pour les suivants.

L'exemple que nous traitons est celui du vieillessement du bain.

Nous estimons dans notre modèle que le vieillissement du bain est directement lié à sa capacité de traitement au cours de sa vie (m²/bain) (1.1.2.1 – p209). Nous cherchons, dès lors, à estimer l'influence qu'a une variation de cette capacité de traitement sur la performance environnementale et sur la performance économique des procédés OAC.

Notre modélisation nous permet, par une simple modification de la « durée de vie du bain », d'observer les variations des paramètres répertoriés comme étant influencés par ce facteur.

Nous observons les effets d'une augmentation de 10% de la capacité de traitement d'un bain d'OAC pour l'année 2005. Ceux-ci sont répertoriés dans le tableau suivant :

Facteur	Variation	Performance environnementale (gains) Quantification nette et en % du total sur l'année			Performance économique (gains) Quantification nette et en % du total sur l'année		
Capacité de traitement d'un bain (m ² /durée de vie)	+ 10%	Consommations de trioxyde de chrome	1850 kg	12%	Coûts 100% opérationnels	339 €	0,0%
		Consommations d'eau brute	63 m ³	4%	Coûts d'achat des matières ne constituant pas un produit	5 210 €	0,5%
		Consommations d'énergie thermique	1013 kWh	0,04%	Coûts de gestion des déchets	13 032 €	1,3%
		Bains usés générés	33 m ³	14%	Coûts de la prévention des pollutions	0 €	0,0%
		Boues chromiques générées	0,348 t	14%	Total	18 580 €	1,9%

Tableau 55 – L'influence sur les performances économiques et environnementales, pour l'année 2005, d'une variation de la capacité de traitement des bains d'OAC

Nous précisons, relativement à ces résultats, que les économies générées sont liées à différents facteurs. En ce qui concerne les coûts opérationnels, ce sont les coûts liés au montage des nouveaux bains qui sont réduits (main d'œuvre, EPI et temps de mobilisation). Les économies réalisées sur les coûts d'achat des matières sont principalement le fait des diminutions des consommations d'eau, de trioxyde de chrome et d'énergie thermique. Enfin, la baisse des coûts de gestion des déchets est très majoritairement induite par une réduction de la facture de prestation externe de traitement des déchets (une légère diminution des besoins en main-d'œuvre interne et en EPI, due à la suppression d'un pompage de bain usé, est en réalité également intégrée).

Nous notons que les économies sont, comme cela était attendu, principalement réalisées sur les coûts des diverses consommations induites par le montage d'un bain et sur ceux supportés par la gestion de l'ancien bain, devenu déchet. L'économie totale induite par une augmentation de 10% de la capacité de traitement d'un bain est estimée pour l'année 2005 à 2% des coûts totaux. Comme cela a déjà été discuté, nous n'intégrons pas dans les coûts totaux le coût d'achat de l'aluminium composant les pièces traitées.

La performance environnementale, ne peut cependant être réduite à la phase d'anodisation de l'aluminium. Nous injectons donc dans notre Analyse de Cycle de Vie la même variation du

CHAPITRE 3

paramètre et nous observons les effets induits sur les aspects environnementaux quantifiés. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

	Energie	ressources naturelles	Eau	CO ₂	Déchets	rejets atmosphériques de Cr(VI)
Gains	204 GJ	15,3 t	444 m ³	45 t	11,9 t	483 g
% du total	2%	11%	8%	4%	2%	9%

Tableau 56 – Gains sur le cycle de vie, induits par une augmentation de 10% de la durée de vie du bain, pour l'année 2005

Nous nous attachons finalement à quantifier l'incertitude afférente à notre estimation économique. Pour cela, nous nous appuyons sur les incertitudes déjà quantifiées lors de notre étude. Pour rappel, ces dernières sont accessibles dans notre modèle des coûts présenté en annexe (**Annexe 2**). Il suffit alors de réaliser une opération de sommes sur les incertitudes en s'assurant que les paramètres pris en compte sont bien indépendants les uns des autres.

Pour rappel, la formule à utiliser pour la somme d'incertitudes est la suivante :

$$\text{Si le calcul est le suivant : } A(^+/_- a\%) \bullet B(^+/_- b\%) = C(^+/_- c\%)$$

$$\text{Alors l'intervalle de confiance relatif vaut : } c = \frac{\sqrt{(A \bullet a)^2 + (B \bullet b)^2}}{C}$$

Équation 5 – Somme d'incertitudes

En isolant les différents montants précisément, il est possible de quantifier l'incertitude du résultat obtenu. Le tableau suivant présente la démarche :

Catégorie de coûts	Economie	Incertitudes	Sous catégories	Economie	Fourchette basse	Fourchette haute
Coûts 100% opérationnels (Main d'œuvre, mobilisation d'un bain de la ligne)	339 €	21% << 42%	Main d'œuvre	339 €	21%	42%
Coûts d'achat des matières ne constituant pas un produit	5 210 €	5% << 16% sauf pour les EPI > 34 %	Eau, énergie, produit chimique	5 078 €	5%	16%
			EPI	132 €	30	100 %
Coûts de gestion des déchets	13 032 €	5% << 16% (bains usés) 7% << 21% (boues chromiques) 21% << 42% (main d'œuvre)	Bains usés	11 550 €	5%	16%
			Boues chromiques	173 €	7%	21%
			Main d'œuvre	1 309 €	21%	42%
Total				18 580 €	4%	11%

Tableau 57 – Incertitude de l'économie induite par une augmentation de 10% de la capacité de traitement des OAC, pour l'année 2005

Nous précisons que dans le calcul précédent, nous avons choisi arbitrairement une borne supérieure égale à 100% pour les paramètres associés à une forte incertitude (>30%). Il

convient de garder à l'esprit que cette valeur n'est pas nécessairement représentative de la réalité, puisqu'il nous est impossible de quantifier cette borne supérieure.

Nous récapitulons finalement au sein d'un même tableau (**Tableau 58**), les résultats obtenus en déployant la même démarche sur tous les paramètres que nous avons identifiés comme pouvant influencer la performance environnementale et la performance économique.

Paramètre	Variation en entrée	Impact sur la performance économique		Incertitude associée	Impacts sur la performance environnementale		
		Valeur nette	% du coût total		Paramètre	Valeur nette	% du total
Capacité de traitement d'un bain (m ² /durée de vie)	+ 10%	-18 580 €	1,9%	4% < < 11%	CrO ₃	-1850 kg	11,8%
					Eau brute	-63 m ³	4,2%
					Energie thermique	-1013 kWh	0,0%
					Bains usé d'OAC	-33 m ³	14,3%
					Boues chromiques	-0,35 t	14,3%
Concentration du bain	+10%	4250 €	0,4%	8% < < 28%	CrO ₃	1 627 kg	10%
Température du bain	+ 10%	5 704 €	0,6%	5% < < 15%	Eau brute	353 m ³	23,6%
					Energie thermique (chauffage des bains)	201936 kWh	7,4%
					Cr(VI)	87 g	5,8%
Densité de courant	+ 10%	627 €	0,1%	1% < < 7%	Energie électrique	11406 kWh	2,9%
Durée de l'anodisation	+ 10%	3 127 €	0,3%	13% < < 27%	Energie électrique	11406 kWh	2,9%
					Cr(VI)	150 g	10,0%
Débit de ventilation	+ 10%	3 759 €	0,4%	5% < < 16%	Energie thermique (chauffage des bains)	148608 kWh	5,4%
Entraînement dans les rinçages	+ 10%	908 €	0,1%	25% < < 82%	CrO ₃	277 kg	1,8%
Efficacité du recyclage des eaux de rinçage (m ³ /cycle)	+ 10%	-3 633 €	0,4%	8% < < 17%	NaOH	-715 L	6,4%
					HCl	-490 L	9,1%
					H ₂ SO ₄	-60 L	5,0%
					Eau brute	11 m ³	0,7%
					Energie électrique	-3387 kWh	0,9%
					Energie thermique	-34272 kWh	1,2%
					Concentrats	-9 m ³	5,0%
Efficacité de l'évapoconcentrateur	+ 10%	-24 471 €	2,5%	15% < < 30%	Eau brute	-186 m ³	12,4%
					Concentrats	-106 m ³	60,1%

Tableau 58 – Influence des variations des paramètres clés sur les performances environnementale et économique des procédés OAC, pour l'année 2005

Nous précisons quelques points relativement à ces résultats.

En premier lieu, le coût total ici considéré n'est composé que des coûts de type I et II. Les coûts contingents et intangibles, évalués par l'intermédiaire de notre modèle de recherche, ne sont donc pas intégrés.

Il est à noter qu'il n'est en réalité pas possible d'améliorer l'efficacité de l'évapoconcentrateur, notamment car les concentrats générés doivent être assez liquides pour pouvoir par la suite être pompés.

Nous avons, dans notre démarche, exclusivement considéré des augmentations de 10% des paramètres considérés. Ceci induit des diminutions des coûts (économies) dans certains cas (capacité de traitement d'un bain, efficacité du recyclage des eaux de rinçage, efficacité de l'évapoconcentrateur) et des coûts supplémentaires (pertes) dans les autres.

Nous n'avons toutefois pas réussi à quantifier toutes les variations répertoriées précédemment (Tableau 54). Nous notons parmi celles-ci : l'augmentation de l'émissivité du bain due à la densité de courant ; l'augmentation de la captation de Cr(VI), de l'évaporation et des consommations électriques dues à la vitesse d'extraction ; l'augmentation du coût de fonctionnement des équipements intervenant dans la chaîne de recyclage des eaux de rinçage, du fait de l'entraînement.

Il est à noter que le surcoût induit par une augmentation de la durée d'anodisation est essentiellement dû à une perte de productivité (coût de main d'œuvre). D'une manière générale, l'influence des variations sur les coûts de main-d'œuvre liés aux opérations sur les bains (rajouts, pompage, etc.) et aux fonctionnements des stations de déminéralisation et détoxication (gestion des cycle, des déchets, etc.) ont été intégrés aux évaluations économiques. Nous notons également qu'une augmentation de la concentration du bain entraîne des consommations supplémentaires pour le montage des nouveaux bains et pour compenser les pertes par entraînement qui sont plus conséquentes.

Pour terminer nous précisons les impacts sur le cycle de vie des variations de paramètres entraînant effectivement des changements en amont de la phase d'anodisation (Tableau 59).

		Energie	ressources naturelles	Eau	CO ₂	Déchets	rejets atmosphériques de Cr(VI)
Durée de vie du bain	Gains	204 GJ	15,3 t	444 m ³	45 t	11,9 t	483 g
	% du total	1,6%	11,3%	7,8%	4,3%	2,4%	9,0%
Entraînement dans les rinçages	Pertes	30,6 GJ	2,3 t	66 m ³	6,7 t	1,8 t	72 g
	% du total	0,2%	1,7%	1,2%	0,6%	0,4%	1,3%
Efficacité du recyclage des eaux de rinçage	Gains	129,4 GJ	1,1 t	47 m ³	9,6 t	9 t	0 g
	% du total	1,0%	0,8%	0,8%	0,9%	1,8%	0,0%

Tableau 59 – Influence des variations des paramètres clés sur le cycle de vie, pour l'année 2005

Nous reviendrons sur l'exploitabilité de tous ces résultats lors de l'analyse des voies d'améliorations (2.2 – p280).

2.1.3.2 Les facteurs de risques influençant la performance économique

Nous observons dans cette partie les effets qu'induisent des variations en entrée des facteurs de risques retenus dans notre étude.

La démarche que nous adoptons pour cela est simplement de réinjecter dans notre modèle de recherche les nouvelles valeurs des facteurs de risques et d'observer les variations induites sur les coûts en sortie. En ce qui concerne la réglementation REACH, nous utilisons l'arbre des événements présenté en Annexe (Annexe 8) et nous en faisons varier certaines probabilités afin qu'il corresponde aux nouvelles hypothèses.

Les variations que nous étudions pour les divers facteurs de risques de notre étude sont les suivantes :

CHAPITRE 3

- Augmentation de 10% de la probabilité qu'une interdiction totale du procédé OAC survienne sans que l'entreprise n'ait développé un substitut en interne, sur la période [2006-2020] : passage de 30% à 33%.
- Diminution de 10% de la probabilité que le procédé OAC soit interdit en 2020 : passage de 92% à 82,8%.
- Diminution de 10% de la probabilité que l'entreprise soit classée Seveso seuil bas, sur la période [2006-2020], du fait de la conservation de l'OAC : passage de 65% à 58,5%.
- Augmentation du prix du trioxyde de chrome et de l'énergie thermique supérieure de 10% : une augmentation de 6,6% contre 6% pour le trioxyde de chrome et augmentation annuelle de 2,75% contre 2,5% du prix du gaz naturel.

Nous observons alors les influences induites sur les catégories de coûts suivantes :

- Coûts de type III liés aux risques réglementaires.
- Coûts de type III liés aux risques de marché.
- Coûts de type IV, intangibles.

Nous rappelons que les niveaux estimés pour ces différentes catégories de coûts sont observables à travers le graphique de synthèse de la performance économique (Figure 61).

Les résultats obtenus en réinjectant les variations décrites ci-dessus dans notre modèle de recherche sont présentés dans le tableau suivant (Tableau 60). Nous précisons que nous avons cumulé les coûts sur la période [2005-2020] sans actualisation de ces derniers.

Facteurs de risques	Niveau du facteur dans la situation référence	Nouvelle valeur du facteur	Influences économiques		Catégories concernées
			Valeur nette	% de la catégorie	
Probabilité qu'une interdiction totale du procédé OAC survienne sans que l'entreprise n'ait développé un substitut en interne, sur la période [2006-2020]	30%	33%	36 817 €	+ 3%	Coûts de type III liés aux risques réglementaires
			49 077 €	+ 7%	Coûts de type IV, intangibles
Probabilité que le procédé OAC soit interdit en 2020	92%	82,8%	-107 271 €	- 8%	Coûts de type III liés aux risques réglementaires
			-13 264 €	- 2%	Coûts de type IV, intangibles
	92%	74%	-193 765 €	- 14%	Coûts de type III liés aux risques réglementaires
			-32 497 €	- 4%	Coûts de type IV, intangibles
Probabilité que l'entreprise soit classée Seveso seuil bas, sur la période [2006-2020], du fait de la conservation de l'OAC	65%	58,5%	-8 020 €	- 1%	Coûts de type III liés aux risques réglementaires
			-29 355 €	- 4%	Coûts de type IV, intangibles
Augmentation du prix du trioxyde de chrome	Une Augmentation de 6%	Une Augmentation de 6,6%	3 741 €	+ 1%	Coûts de type III liés aux risques de marché
Augmentation du prix de l'énergie thermique	2,5% d'augmentation chaque année	2,75% d'augmentation chaque année	20 772 €	+ 4%	Coûts de type III liés aux risques de marché

Tableau 60 – Influence des variations des facteurs de risques sur la performance économique des procédés OAC pour la période [2005-2006] (coûts non actualisés)

Nous rappelons, pour une meilleure analyse de ces chiffres, que les coûts de type III liés aux risques réglementaires constituent la catégorie de coûts la plus importante de celles ici considérées. Une variation de 3% de cette dernière correspond par exemple à une variation de 5% des coûts intangibles et de 7% des coûts liés aux risques de marché. Enfin nous rappelons que les coûts considérés ici sont étalés sur 14 ans, alors que ceux évalués dans la partie précédente (2.1.3.1 – p274) ne le sont que sur la seule année 2005.

La démarche menée relativement à l'identification et à la quantification des risques ne permet cependant pas de gérer l'incertitude de manière satisfaisante puisque nous ne sommes pas en mesure de la quantifier.

2.2 L'analyse des voies d'amélioration

2.2.1 Identification des voies d'amélioration

2.2.1.1 Les meilleures technologies disponibles

Sur la base du document de l'Union Européenne intitulé «*BAT REFerence document - for the surface treatment of Metals and plastics,* » [EC BREF, 2005] nous avons pu établir une liste des moyens technologiques aujourd'hui disponibles dans l'objectif d'améliorer la performance environnementale des activités de traitement de surface. Les différents points concernés sont les suivants :

- Les consommations d'énergie.
- Les rejets aqueux et les pertes de matières.
 - Les rinçages.
 - La récupération des métaux.
- Les déchets.
- Les émissions atmosphériques.
- Les substances dangereuses.

Les technologies, aujourd'hui conseillées pour traiter au mieux ces points, sont répertoriées en annexe (**Annexe 9**).

2.2.1.2 Identification des voies d'amélioration

Une confrontation des meilleures technologies disponibles, répertoriées en annexe (**Annexe 9**), avec les équipements et méthodes utilisés sur le site de notre étude de cas, nous permet d'évaluer qualitativement la performance environnementale des procédés d'OAC. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant (**Tableau 61**) :

CHAPITRE 3

Paramètres et influences		Perform ance	Voies d'amélioration pour notre étude de cas
Système d'agitation	Influence sur les consommations d'énergie	++	<i>Pas d'amélioration identifiée.</i>
	Influence sur les émissions atmosphériques de substances dangereuses	++	<i>Pas d'amélioration identifiée.</i>
Consommations d'énergie	Electricité	+	<ul style="list-style-type: none"> • Modification drastique du procédé (électrolyte) : diminution de la densité de courant nécessaire au traitement, augmentation de l'efficacité de la cathode.
	Chauffage (diminution des pertes et récupération de chaleur)	-	<ul style="list-style-type: none"> • Changement du système de ventilation : diminution du débit de ventilation sans perte d'efficacité (aspiration-soufflage). • Amélioration de l'isolement (cuve / confinement). • Modification drastique du procédé (électrolyte) : diminution de la température du procédé et du débit de ventilation (toxicité moindre). • Installation d'un procédé de récupération de la chaleur pour d'autres activités.
Consommations d'eau	Consommations d'eau (réduction, rinçage)	+	<ul style="list-style-type: none"> • Modification drastique du procédé (électrolyte) : diminution de la température du procédé.
	Consommations d'eau (recyclage)	++	<i>Pas d'amélioration identifiée.</i>
Recyclage des matières et gestion des déchets	Prévention de pertes (réduction de l'entraînement)	+	<ul style="list-style-type: none"> • Etude de l'impact du temps d'égouttage.
	Recyclage des produits chimiques	-	<ul style="list-style-type: none"> • La récupération de l'entraînement dans les rinçages n'est que partielle (utilisation de l'eau du bain de rinçage pour compenser les pertes par évaporation). Les solutions d'augmentation de la récupération sont à étudier (récupération électrolytique, par résines échangeuses d'ions, etc.). • Les solutions de récupération des produits chimiques dans les bains usés sont à étudier.
	Valorisation	Neutre	<ul style="list-style-type: none"> • Récupération des métaux en externe.
	Maintenance de la solution et durée de vie des bains	-	<ul style="list-style-type: none"> • Ajout d'additifs pour l'augmentation de la durée de vie des bains. • Filtration des bains pour freiner le vieillissement. • Modification drastique du procédé (électrolyte) : augmentation de la durée de vie du bain.
Rejets aqueux	Minimisation des flux traités	Neutre	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de la capacité de recyclage de la station de déminéralisation : suivi de la performance des résines et des déclenchements des régénérations.
	Identification, suivi et séparation des flux problématiques	Neutre	<ul style="list-style-type: none"> • Séparation de certains effluents en vue de leur recyclage éventuel.
	Rejets zéro	++	<i>Pas d'amélioration identifiée.</i>
Emissions atmosphériques	Emissions	-	<ul style="list-style-type: none"> • Modification drastique du procédé (électrolyte) : diminution de la toxicité des émissions.
	Extractions	+	<ul style="list-style-type: none"> • Incorporation du système d'aspiration au système de manutention
	traitement	++	<i>Pas d'amélioration identifiée.</i>
Matières dangereuses utilisées	Toxicité de l'électrolyte	--	<ul style="list-style-type: none"> • Modification drastique du procédé (électrolyte) : diminution de la toxicité du bain.

Tableau 61 – Les voies d'amélioration de la performance environnementale des procédés OAC

Au-delà de ces voies d'amélioration, une solution radicale serait la suppression du procédé par traitement électrolytique en phase aqueuse et son remplacement par un traitement par voie sèche. Nous ne considérons pas cette alternative dans notre étude.

En ce qui concerne les risques identifiés comme constituant des enjeux majeurs, notamment du point de vue économique, les voies d'améliorations sont relativement réduites. Elles se réduisent même à une seule et même alternative :

Seule une modification drastique du procédé, induisant une substitution du trioxyde de chrome par une substance moins toxique, peut permettre de diminuer les risques réglementaires, les risques de marché, ainsi que ceux liés aux coûts intangibles.

Bien entendu, toute amélioration de la performance environnementale aura également une influence économique à quantifier. Des coûts de recherche et développement seront sans doute nécessaires et un investissement devra être réalisé. Ces montants, auxquels viennent s'ajouter d'éventuels coûts supplémentaires (fonctionnement, main d'œuvre, maintenance, etc.) seront à contrebalancer avec les économies engendrées. Celles-ci se situeront en grande majorité au niveau :

- Des diminutions des coûts d'achat.
- Des diminutions des coûts de gestion et de traitement des déchets.
- Des diminutions des obligations réglementaires.

Pour terminer, nous précisons que la plupart des voies d'amélioration identifiées se heurtent à des critères de faisabilité économique. Ainsi, comme cela est noté en annexe (**Annexe 9**), la plupart des technologies de récupération des métaux ou de recyclage des bains, ne sont rentables que dans les cas où les métaux sont précieux ou extrêmement concentrés dans le bain, ce qui n'est pas le cas dans notre étude.

Comme nous allons le voir dans la partie suivante, notre cadre d'analyse nous permet toutefois de facilement formuler des critères de rentabilité des voies d'amélioration de la performance environnementale identifiées.

2.2.2 Quantification des voies d'amélioration

Grâce aux analyses déployées ci-dessus, nous sommes en mesure de préciser le cadre d'évaluation des voies d'amélioration identifiées. Nous précisons que ces voies d'amélioration induisent nécessairement une augmentation de la performance environnementale, mais qu'elles n'auront un effet positif sur la performance économique que si elles sont rentables (**2.4.1.2 – p54**).

Nous allons pour cela traiter quelques exemples.

Les actions qui ont de forts impacts sur le cycle de vie sont, en premier lieu, les plus influentes écologiquement parlant. L'efficacité du recyclage des eaux de rinçage, qui se mesure par la capacité de recyclage de la station de déminéralisation (m^3 d'eau recyclée par cycle \Leftrightarrow nombre de régénérations par période) est par exemple, un des paramètres identifiés comme influençant conjointement les performances environnementale et économique.

Notre analyse des relations entre les flux physiques nous a, en outre, permis de mettre en avant deux potentielles approches qui permettraient d'améliorer cette performance :

L'âge des résines échangeuses d'ions a ainsi une très forte influence sur la capacité de recyclage de la station de déminéralisation. Une analyse précise du moment le plus opportun d'un point de vue économique, auquel le changement de résines doit être effectué serait intéressante.

Les coûts de remplacement (achat des nouvelles résines, arrêt de la ligne lors du changement, main d'œuvre, élimination des anciennes résines) doivent être comparés aux économies engendrées. Comme nous l'avons vu, notre modèle permet d'aisément quantifier les économies générées, ainsi que les gains en terme de performance environnementale. Si en 2005, les résines avaient été plus jeunes d'un an, les coûts liés au recyclage des eaux de rinçage des procédés OAC auraient été diminués d'environ 6600€. Si la totalité de la ligne est considérée (recyclage de tous les rinçages), le montant des économies s'élève à près de 30 000€. La question de la rentabilité d'un changement anticipé des résines se pose alors clairement.

Notre démarche permet donc de quantifier quel est le coût maximum que pourrait supporter l'investissement : si la totalité des coûts engendrés par le changement des résines est inférieures à 30 000 €, alors le changement un an plus tôt s'avèrera rentable.

La seconde voie d'amélioration de cette performance est liée aux possibles déclenchements des régénérations des résines avant que ces dernières soient saturées. Comme l'a montré l'analyse réalisée lors de la modélisation des flux physiques (1.1.2.2 – p210), une réduction de l'échantillon de départ a été nécessaire à l'obtention de résultats statistiquement significatifs pour l'estimation de l'influence du niveau de production sur l'efficacité des résines. La disponibilité des cuves de stockage ou de l'évapoconcentrateur semble être un facteur explicatif d'anticipation des régénérations. Une potentielle amélioration consiste alors à augmenter la capacité de traitement de l'évapoconcentrateur et/ou de stockage des éluats de régénérations. Une nouvelle fois, notre modèle permet, à partir du gain que l'action engendre en terme d'efficacité de la station de déminéralisation ($m^3/cycle$), d'aisément estimer l'investissement maximum qu'elle supporte pour être rentable.

De la même manière, la rentabilité de toute action permettant d'augmenter la durée de vie du bain pourra être qualifiée grâce à l'estimation que nous avons faite des économies générées de ce fait.

Finalement, notre analyse ne permet pas l'estimation directe de la rentabilité des différentes voies d'amélioration identifiées, mais en fournit un cadre d'évaluation précis. L'une des informations tout particulièrement utile est l'estimation des montants maximums que les divers investissements nécessaires ne devront pas dépasser pour être rentables. Le tableau suivant fournit les valeurs estimées pour divers paramètres.

CHAPITRE 3

Paramètres	Economies engendrées				Actions potentielles	Coûts	Commentaires
	Fourchette basse	Moyenne	Fourchette haute	Unités			
Augmentation de l'efficacité du recyclage.	57	65	74	Euros / (m ³ /cycle) / an.	Changer plus fréquemment les résines.	Coûts ponctuels pouvant être considérés comme récurrents (investissement annuel, bisannuel ou triennal).	Le coût annuel supporté pour augmenter la capacité moyenne sur l'année, d'1 m ³ /cycle doit être inférieur à 65€. Remarque: les coûts ne sont plus ici observés uniquement au niveau des bains d'OAC, mais pour toute la ligne de traitement.
					Augmenter les capacités de stockage des éluats de régénération.	Coûts ponctuels (investissement) et coûts récurrents (mobilisation des surfaces).	
Augmentation de la durée de vie du bain.	10	11	12	Euros / (m ² traité/vie du bain).	Ajouter des additifs permettant de ralentir le vieillissement du bain.	Coûts récurrents.	Le coût supporté pour augmenter la capacité de traitement d'1m ² sur la durée de vie d'un bain d'OAC doit être inférieur à 11€.
					Filter périodiquement les bains.	Coûts récurrents.	
					Changement d'électrolyte.	Coûts ponctuels (R&D et investissement) et Coûts récurrents (différents surcoûts éventuels).	Les économies engendrées lors d'un changement d'électrolyte doivent être recalculées en fonction des caractéristiques du nouveau procédé (concentrations, prix des composés chimiques, etc.).
Recycler les bains (récupération des composés chimiques).	17187	18 580	19974	Euros / bain recyclé.	Récupérer l'eau et les composés chimiques et éviter le traitement externe.	Coûts ponctuels.	Le coût de recyclage du bain doit être inférieur à 18 580 €.
Diminution de la température du bain.	1027	1 141	1255	Euros / degré en moins / an.	Modification du procédé.	Coûts ponctuels (R&D et investissement) et Coûts récurrents (différents surcoûts éventuels).	Les changements induits par une modification de l'électrolyte n'entraînent pas nécessairement une amélioration de tous les paramètres. Certains peuvent être détériorés tandis que d'autres sont augmentées. Les impacts économiques intégrant les coûts d'achat des composés chimiques doivent être revus en utilisant les prix des nouveaux produits utilisés.
Concentration du bain.	627	850	1003	Euros / g.L ⁻¹ / an	Changement d'électrolyte.		
Diminution de la densité de courant.	93	97	100	Euros / A.m ⁻² / an	Modification du procédé.		
Durée de l'anodisation.	13	16	20	Euros / (s/anodisation) / an	Changement d'électrolyte.		
Débit de ventilation.	1,5	1,7	1,9	Euros / m ³ .h ⁻¹ / an.	Modification du système de ventilation (aspiration-soufflage).		
					Changement d'électrolyte (toxicité réduite).		
Risques réglementaires	-	X	-	Euros / [2005-2020]	Changement d'électrolyte (toxicité réduite).	Coûts ponctuels (R&D et investissement) et Coûts récurrents (différents surcoûts éventuels).	L'évaluation des impacts économiques liés aux risques réglementaires (REACH) doit être effectuée par l'intermédiaire d'un nouvel arbre des événements, déduit de celui construit pour le procédé OAC (Annexe 8).
Risques de marché	-	Y	-	Euros / [2005-2020]	Changement d'électrolyte (toxicité réduite).	Coûts récurrents (différents surcoûts éventuels).	L'influence des risques de marché et des autres réglementations requiert une revue des probabilités utilisées dans les calculs.

Tableau 62 – Les facteurs de rentabilité des actions de préservation de l'environnement identifiées

Les fourchettes basses et hautes, associées aux économies engendrées, sont issues des incertitudes que nous avons préalablement estimées (1.1.4.2 – p230 & Annexe 2). Nous avons utilisé pour les calculs, l'incertitude moyenne associée à chaque paramètre.

Nous précisons enfin, que certaines de ces données ne sont que des ordres de grandeur qui peuvent évoluer en fonction du niveau de production. L'impact de la concentration du bain est par exemple estimé pour l'année 2005 et évoluera en fonction de la surface d'aluminium traitée. Une analyse d'investissement précise devra de toute évidence incorporer l'évolution temporelle des facteurs.

2.3 Réponses aux hypothèses de recherche

2.3.1 Hypothèse 1 : perception et traduction des enjeux stratégiques de la gestion environnementale

2.3.1.1 Hypothèse 1.1 – l'identification des enjeux stratégiques

Le déploiement de notre modèle de recherche (Partie 1 – p204) nous permet de répondre à l'hypothèse relative à l'identification des enjeux stratégiques de la gestion environnementale. Nous rappelons que nous avons défini les enjeux stratégiques comme étant les paramètres liant performances environnementale et économique et les facteurs de risques ayant un impact économique.

Les outils qui nous ont permis de lister les paramètres qui lient les enjeux environnementaux et économiques sont les suivants :

- Le déploiement d'une comptabilité des flux de matières (MFA, Material Flow Accounting) basée sur un diagramme de flux permet d'identifier les facteurs qui ont une influence sur la performance environnementale.
- L'estimation des coûts liés aux différents flux de matières identifiés, et leur organisation dans les catégories de coûts définies dans l'approche EMA (Environmental Management Accounting) met en relation les enjeux environnementaux et les coûts associés.
- L'utilisation des informations fournies par les deux approches précédentes dans une optique d'observation des coûts selon les activités en étant à l'origine (ABC, Activity Based Costing) complète la vision du procédé et permet l'identification précise des paramètres qui influencent la performance environnementale et la performance économique.

Les facteurs identifiés sont, comme le montre le tableau récapitulatif associé (Tableau 54), précis puisqu'ils sont définis de manières claires et non ambiguës et qu'ils sont vérifiables et mesurables dans la durée.

Les ressources mobilisées pour l'obtention de toutes ces informations sont majoritairement internes, même si quelques données ont nécessité une revue bibliographique plus poussée. Cependant, il conviendrait de mettre en place un réel système de mesure, de consolidation et de suivi des différents paramètres identifiés. Dans l'idéal celui-ci serait intégré dans les systèmes comptables de l'entreprise.

Les outils qui ont permis d'identifier les facteurs de risques qui ont une influence économique, sont principalement des méthodes d'analyse de risques, qui mettent généralement en avant des événements qualifiés par des probabilités d'occurrence et des conséquences économiques.

Les différents types de risques analysés dans notre modèle de recherche sont les risques accidentels, chroniques, réglementaires et de marché.

Les risques accidentels et chroniques sont identifiés par l'intermédiaire de scénarios. Ceux-ci sont définis relativement précisément (**Figure 54 – p243**), même si leurs choix comportent une part d'arbitraire. La définition des risques réglementaires et de marché s'avère finalement moins aisée, même si nous avons finalement défini assez clairement des facteurs de risques, mesurables, comme par exemple la probabilité que le procédé OAC soit interdit en 2017 du fait de la réglementation REACh. Cependant, ces définitions induisent une part d'incertitude non négligeable : pour reprendre l'exemple précédent, l'estimation de la probabilité que le procédé soit interdit en 2020, ne donne pas d'information sur la date effective des différentes probabilités d'interdiction. Si on considère que les risques réglementaires (REACh et Seveso) sont caractérisés respectivement par leurs arbres des événements et des défaillances, alors, leur identification devient précise et non ambiguë.

Il reste que l'estimation des différentes probabilités est principalement basée sur la notion de jugement d'expert et que les ressources mobilisées pour ces analyses apparaissent comme étant moins naturellement accessibles que pour les outils précédents. Le suivi de l'évolution au cours du temps des risques réglementaires et l'alimentation du système de comptabilité environnementale nécessiteront une contribution de spécialistes, par exemple, en charge de la veille réglementaire.

Il en va de même pour les risques de marché, dont l'estimation nécessitera l'implication de spécialistes (achat et réglementation).

La réponse à l'hypothèse 1.1 est donc la suivante :

- **Les outils de la comptabilité environnementale permettent l'identification des enjeux stratégiques. L'identification des facteurs liant performances environnementale et économique nécessite une étude se focalisant uniquement sur le périmètre choisi. L'identification des risques ayant un impact économique,**

nécessite, quant à elle, une implication supplémentaire des veilles réglementaire et de marché. La définition de ces derniers s'avère en outre moins précise.

- Les relations entre performances environnementale et économique sont identifiables par le déploiement sur le périmètre considéré d'une comptabilité des flux de matières : cette dernière permet l'estimation des coûts définis dans une comptabilité de gestion de l'environnement, qui lorsqu'ils sont observés par activités, mettent en avant les facteurs-clés ici recherchés.
- Le suivi de ces paramètres pourra être consolidé et « automatisé », constituant ainsi une amélioration du système de mesure et de suivi des performances.
- Les facteurs de risques impactant la performance économique sont identifiables par des analyses adaptées à la prise en compte des enjeux environnementaux ici considérés. Leurs définitions ne sont cependant pas extrêmement précises et leurs suivis nécessiteront l'appui d'experts qui interviennent déjà au sein des différentes veilles de l'entreprise (veille réglementaire et de marché).

Pour compléter, nous formulons la recommandation suivante :

- **Une comptabilité environnementale, idéalement intégrée aux systèmes comptables et de gestion de l'entreprise, permettra de suivre les coûts de types I et II de la démarche TCA (Tableau 20 – p132) à travers les catégories de coûts définies dans l'approche EMA (Tableau 17 – p125). Ceci est illustré dans notre étude de cas par le Tableau 35 (p226). Le suivi des données devra également permettre une observation des coûts pour chaque équipement environnemental intégré au périmètre (Tableau 36 – p227), mais aussi pour chaque activité identifiée comme majeure (Tableau 37 – p229). Enfin les coûts de types III et IV devront également être accessibles (Tableau 20 – p132). L'évolution future, en fonction du niveau de production, de toutes ces catégories de coûts sera finalement estimée (Figure 49 – p229 & Figure 61 – p269), une réactualisation en fonction des connaissances du moment étant nécessaire.**

2.3.1.2 Hypothèse 1.2 – la quantification des enjeux stratégiques

Au-delà de l'identification des enjeux stratégiques, l'intérêt de notre modèle de recherche se trouve dans leur quantification.

Comme cela l'a déjà été précisé (Tableau 27 – p199), nous considérons que les enjeux stratégiques sont quantifiés si les effets induits par des variations des facteurs répertoriés sont évalués.

Les tableaux récapitulatifs de l'influence des paramètres-clés (Tableau 58, Tableau 59 & Tableau 60) montrent clairement que les outils déployés permettent la quantification des enjeux stratégiques. De la même manière, notre modèle de recherche nous a permis d'observer

l'influence qu'a le niveau de production sur les facteurs clés. Les graphiques récapitulatifs illustrent très bien ce point (Figure 60 & Figure 61).

En ce qui concerne la gestion de l'incertitude, les différents paramètres évalués ne sont pas égaux. Les facteurs liant performances environnementale et économique ont ainsi été associés à des niveaux d'incertitudes types qui permettent de donner une fourchette lors de l'estimation de leur influence sur les performances (Tableau 58). Notre approche ne nous a en revanche pas permis de quantifier l'incertitude associée aux facteurs de risques : aucun d'entre eux n'est associé à un quelconque niveau d'incertitude et l'estimation de leurs influences sur la performance économique ne constitue qu'une valeur moyenne projetée dont les variations éventuelles ne sont pas connues.

Pour résumer, la gestion des incertitudes que permet notre modèle de recherche est bonne pour les coûts de types I et II définie dans la démarche TCA (Tableau 20 – p132), et mauvaise pour les coûts de types III et IV.

La réponse à l'hypothèse 1.2 est donc la suivante :

- **Les outils de la comptabilité environnementale permettent la quantification des enjeux stratégiques. Il n'y a en outre pas besoin de mobiliser d'autres ressources que celles nécessaires à l'identification des enjeux.**
- **Les estimations des coûts de type I et II (coûts directs et indirects) sont associées à des niveaux d'incertitudes qui permettent d'en anticiper les variations éventuelles, tandis que l'estimation des coûts de type III et IV (coûts contingents et intangibles) ne possèdent pas cette propriété.**

Une nouvelle fois, la recommandation suivante est valable :

- **Le contrôle et le suivi des facteurs et de leurs influences, seront idéalement intégrés dans les systèmes de comptabilité de gestion en place. Les estimations seront alors consolidées et leurs contrôles et suivis permettront une meilleure prise en compte lors des approches stratégiques et de gestion des performances.**

2.3.2 Hypothèse 2 : mise en avant et analyse des opportunités d'amélioration économique et environnementale

2.3.2.1 Hypothèse 2.1 – l'identification des voies d'amélioration

Les voies d'améliorations doivent être vues comme étant liées à la fois à la performance environnementale et à la performance économique du procédé d'Oxydation Anodique Chromique ici étudié.

La partie précédente a déjà démontré que notre modèle de recherche permet d'identifier les facteurs qui lient ces deux aspects. L'approche que nous avons finalement menée pour l'identification des voies d'amélioration est finalement quelque peu indépendante : même si elle fait appel aux résultats obtenus lors de notre analyse des performances environnementales et économiques, puisqu'à travers ces derniers, les recherches sont orientées vers des paramètres spécifiques, une revue technologique doit être menée en parallèle.

Finalement, comme nous l'avons vu lors de l'identification des voies d'améliorations, une veille technologique, notamment basée sur les meilleures technologies disponibles, est nécessaire afin de mettre en évidence certaines évolutions réellement possibles.

Il reste que certaines voies d'amélioration sont directement issues du déploiement de notre modèle de recherche, sans que la veille technologique n'ait été mise à contribution. C'est notamment le cas pour toutes les actions d'amélioration de l'efficacité du recyclage des eaux de rinçage par la station déminéralisation (changement des résines et/ou amélioration des capacité de stockage des éluats de régénération).

En conclusion, la réponse à l'hypothèse 2.1 est la suivante :

- **Les outils de la comptabilité environnementale permettent d'orienter les recherches de voies d'amélioration, de par la mise en avant des facteurs influençant conjointement performances environnementale et économique. Cependant, l'identification précise d'actions est soumise à la mise en place d'une veille technologique pouvant s'appuyer sur la notion de meilleures technologies disponibles.**

2.3.2.2 Hypothèse 2.2 – la quantification des voies d'amélioration

Tout comme pour l'hypothèse précédente, deux aspects sont ici à considérer.

D'un côté, la quantification des voies d'amélioration nécessite un travail indépendant des outils de notre modèle de recherche, réalisé à partir des veilles technologiques. Ce travail est fondamental et doit permettre d'estimer les coûts des améliorations. Les coûts de recherche et de développement, les montants des investissements ainsi que les surcoûts de fonctionnement éventuels (nouvel équipement) doivent être précisément quantifiés. De la même manière, les influences que ces voies d'amélioration ont sur les facteurs clés doivent être estimées.

D'un autre côté, notre modèle de recherche mettant en jeu les outils de la comptabilité environnementale oriente les recherches vers les actions qui sont « à priori » les plus rentables. Enfin, les informations obtenues par son intermédiaire permettent l'estimation de l'influence économique et environnementale de toute variation des facteurs-clés, induites par les actions potentielles identifiées. Finalement ces informations permettent d'estimer le ratio coût/efficacité que la voie d'amélioration peut supporter pour être rentable.

Une nouvelle fois la gestion des incertitudes sont bonnes pour tous impacts sur les coûts de type I et II et mauvaise pour les coûts de types III et IV.

La réponse à l'hypothèse 2.2 est donc la suivante :

- **Les outils de la comptabilité environnementale orientent les recherches de voies d'amélioration, en mettant en avant les facteurs sur lesquels les actions seront les plus efficaces en terme d'amélioration des performances. Cependant, l'identification d'actions précises, tout comme l'estimation de leurs impacts (coûts et influences sur les facteurs prédéterminés) nécessiteront l'appui d'une veille technologique poussée et éventuellement complétée par des démarches de recherche et de développement.**
- **Les outils de la comptabilité environnementale utilisés dans notre modèle de recherche fournissent toutefois un cadre d'évaluation privilégié des actions de préservation de l'environnement, puisque les coûts maximums que ces dernières peuvent supporter pour être rentables, sont aisément estimables.**
- **Une nouvelles fois les estimations des coûts de types I et II permettent une bonne gestion des incertitudes alors que celles des coûts de types III et IV ne sont associées à aucun niveau d'incertitude.**

Partie 3 – L'analyse d'investissement

3.1 L'approche TCA par la moyenne

Nous considérons ici la substitution du procédé d'Oxydation Anodique Chromique. Les différences induites par le nouveau procédé³³⁹ (TSA : Tartaric Sulfuric Anodizing) sur les performances environnementale et économique doivent être prises en compte. Nous rappelons que notre modèle de recherche intègre une grande variété de coûts : coûts directs et indirects, coûts contingents et coûts intangibles (Figure 37 – p195). La première approche que nous mettons en œuvre considère les moyennes des coûts que l'entreprise risque de supporter pour les deux alternatives. Le résultat de cette approche doit permettre d'obtenir une estimation de l'impact financier moyen qu'engendrera l'investissement.

Nous rappelons, que dans notre démarche de recherche nous nous plaçons au centre du processus de prise de décision, bien qu'en réalité, le choix ait déjà été effectué sur des bases extra-financières (3.3.3.3 – p182). Nous nous pencherons alors sur l'exploitabilité des résultats obtenus par déploiement de notre modèle de recherche comme base décisionnelle.

3.1.1 Comparaison des performances environnementales du nouveau procédé et de l'OAC

3.1.1.1 La phase d'anodisation

L'estimation des différences entre les performances environnementales des deux procédés d'anodisation de l'aluminium (OAC / TSA) se fait aisément en injectant les différences induites par la nouvelle technologie, dans notre modélisation.

A partir de la liste des facteurs influents, précédemment obtenue (Tableau 54 – p272), nous avons identifié les différences dont les effets sur la performance environnementale doivent être estimés :

- Température des bains
 - Consommations d'énergie thermique (compensation des pertes)
 - Evaporation des bains et consommations d'eau
- Temps de cycle (durée d'anodisation)
 - Fonctionnement les week-ends
 - Fonctionnement global de la ligne
 - Main-d'œuvre
 - Consommations d'énergie électrique pour l'anodisation
- Concentrations en produits chimiques dans les bains

³³⁹ Nous ne décrivons pas précisément le procédé TSA puisque son fonctionnement est similaire à celui de l'OAC, même si les paramètres évoluent (concentration de l'électrolyte, température du bain, énergie électrique d'anodisation nécessaire, etc.) Il faut toutefois noter que la cuve doit impérativement être changée (matériau différent).

- Entraînements dans les rinçages
- Consommations en produits chimiques pour compenser l'entraînement
- Consommations en produits chimiques pour les nouveaux bains
- Durée de vie des bains et nombre de renouvellements
 - Consommations en produits chimiques
 - Consommations d'énergie thermique (montées en température)
 - Consommations d'eau.
 - Déchets générés
- Courant et tension d'anodisation
 - Consommations d'énergie électrique pour l'anodisation
- Toxicité des composés chimiques utilisés
 - Emissions atmosphériques de substances cancérigènes

A l'opposé de ces différences, certains paramètres sont identiques dans les deux alternatives. Ainsi, nous jugeons que la recyclabilité des eaux de rinçage est la même dans les deux cas, ce qui signifie qu'1 m³ d'eau issu du bain de rinçage associé au nouveau bain de traitement TSA est aussi facilement recyclable qu'1 m³ d'eau issu du bain de rinçage associé au procédé OAC. Les débits mis en œuvre dans les extractions d'air resteront identiques dans le nouveau procédé bien que les substances mises en œuvre dans ce dernier sont bien moins dangereuses pour l'homme et l'environnement. De la même manière, le fonctionnement du laveur d'air ne sera pas impacté. Enfin, l'efficacité de l'évapoconcentrateur est supposée être la même dans les deux cas.

L'utilisation dans notre modèle, des paramètres qui sont modifiés, permet une estimation de la performance environnementale. Quelques points sont à noter quant aux nouveaux paramètres :

- La durée de vie attendue des nouveaux bains est deux fois supérieure à celle des bains d'OAC (+100%).
- La température des nouveaux bains est inférieure à celles des bains d'OAC (-18%).
- La durée d'anodisation est inférieure (-26%).
- La puissance électrique nécessaire pour l'anodisation (tension*intensité) est inférieure (-42%).
- La concentration de l'électrolyte composant les nouveaux bains est supérieure à celle des bains d'OAC (+118%).
- Les produits chimiques utilisés dans les nouveaux bains ne sont pas des substances préoccupantes : l'acide tartrique n'est pas considéré comme un produit dangereux (produit non toxique dans les conditions normales d'utilisation et biodégradable en solution diluée) et l'acide sulfurique est, en solution concentrée à plus de 15%, simplement corrosif (R35).

Les résultats sont présentés sous la même forme que celle que nous avons utilisée pour présenter la performance environnementale du procédé OAC (Figure 45 – p222). Nous avons, pour faciliter la comparaison, utilisé la même année référence.

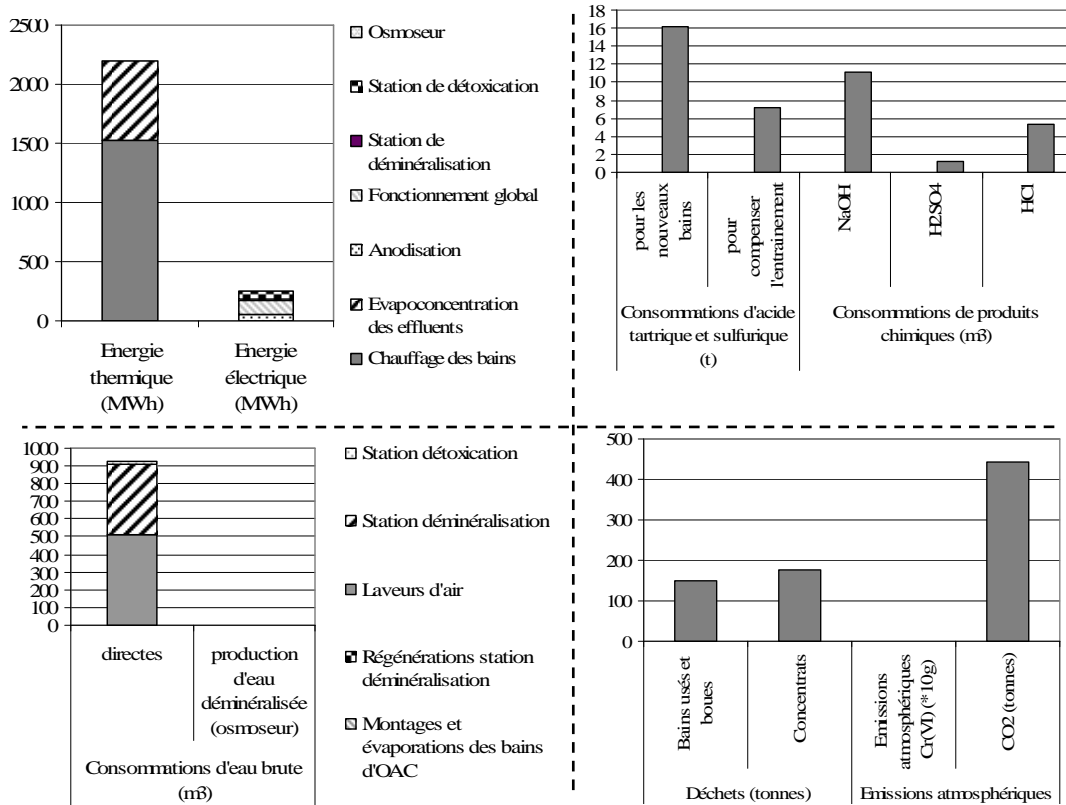


Figure 62 – Les impacts environnementaux engendrés par le fonctionnement des deux bains de TSA modélisés pour l'année 2005

Finalement le graphique suivant présente les différences entre le procédé OAC et son substitut (TSA).

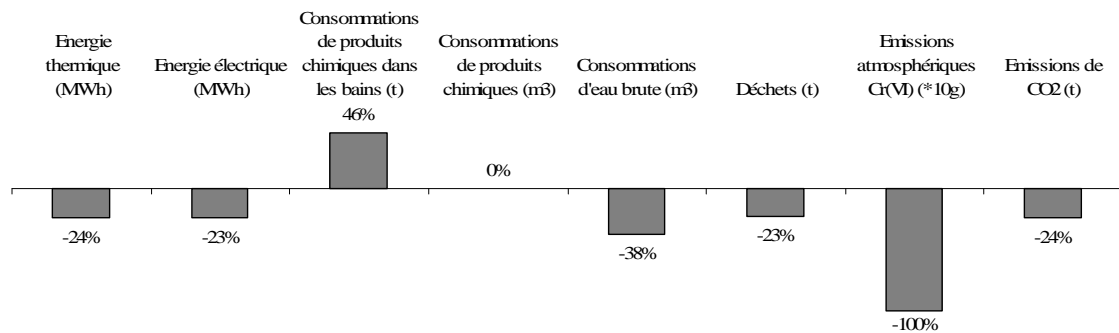


Figure 63 – Différences d'impacts environnementaux du TSA et de l'OAC pour l'année 2005

Nous précisons quelques points relativement à ces résultats.

En premier lieu, il est à noter que l'augmentation drastique de la concentration en produits chimiques composant l'électrolyte fait que les consommations de ces produits sont plus importantes, ceci en dépit de l'augmentation de la durée de vie des bains. En revanche, ce dernier paramètre induit une réduction des déchets générés, ces derniers étant, de plus, moins dangereux.

La baisse de température du bain entraîne logiquement une baisse des consommations d'énergie thermique et d'eau brute (chauffage et évaporation). La réduction des consommations d'énergie est directement associée à une diminution des émissions de CO₂.

La réduction du temps de cycle et de la puissance électrique d'anodisation permettent l'économie d'énergie thermique.

Enfin, du fait de la suppression du Cr(VI), plus aucune substance cancérigène n'est rejetée dans l'atelier ou dans l'atmosphère.

La performance environnementale du nouveau procédé d'anodisation (TSA) est clairement meilleure que celle du procédé OAC qu'il substitue. En effet, seul un paramètre est détérioré : les consommations en produits chimiques composant l'électrolyte. Toutefois ce paramètre est estimé en masse et la dangerosité n'est pas ici prise en compte, ce qui confirme la bonne tenue de la nouvelle technologie.

3.1.1.2 La prise en compte du cycle de vie

Nous n'avons pas été en mesure de déployer une Analyse de Cycle de Vie sur le procédé TSA (Tartaric Sulfuric Anodizing). En effet, l'acide tartrique n'est pas répertorié dans les bases de données disponibles pour le déploiement d'une ACV simplifiée et nous n'avons pas réussi, lors de nos recherches bibliographiques, à construire un diagramme de flux, quantifié.

Les seules informations que nous avons obtenues sur le procédé de fabrication de l'acide tartrique sont les suivantes :

Lors de la fermentation alcoolique de grappes de raisin ou d'autres fruits, du tartrate, est créé sous la forme de sel de potassium. Ce dernier est porté à ébullition avec de l'acide chlorhydrique, puis précipité sous la forme de tartrate de calcium lors de l'ajout d'une solution d'hydroxyde de calcium (lait de chaux). Le sel de calcium est ensuite décomposé en acide tartrique par de l'acide sulfurique.

Deux informations importantes sont alors notables. En premier lieu, le procédé de fabrication de l'acide tartrique est moins complexe que celui du trioxyde de chrome, même s'il met en jeu des produits (acide sulfurique et chlorhydrique et chaux) dont les productions induisent des consommations relativement importantes en eau. Enfin, la fabrication de l'acide tartrique ne met pas en jeu de ressources naturelles dont les origines sont géographiquement éloignées de l'Europe (à l'exception du soufre dont la production est intimement liée au raffinage des combustibles fossiles), comme c'est le cas pour le trioxyde de chrome, qui nécessite l'extraction de minerai de chromite.

Par croisement de ces informations avec les résultats obtenus lors de l'ACV du procédé d'Oxydation Anodique Chromique, il nous est possible d'avancer quelques conclusions quant à la performance environnementale, sur son cycle de vie, du nouveau procédé.

Les phases d'anodisation (TSA ou OAC) contribuent fortement aux consommations énergétiques et aux déchets générés sur le cycle de vie. Les performances du substitut (TSA)

étant meilleures sur la phase d'anodisation (à l'exception des consommations en produits chimiques), que celles de l'OAC (Figure 63 – p293), les consommations énergétiques et la production de déchets sont très certainement réduites lorsque les cycles de vie sont pris en compte. Cette conclusion peut sans doute être élargie aux émissions de CO₂, d'autant plus que le transport du minerai de chromite est supprimé dans le cas du substitut.

En revanche, il est possible que la performance du nouveau procédé en terme de consommations d'eau et de ressources naturelles soit légèrement dégradée sur le cycle de vie. Ceci s'explique notamment par le fait que les besoins en produits chimiques qui composent l'électrolyte du nouveau bain sont plus importants. Ces conclusions sont toutefois à modérer, du fait de la complexité moindre du procédé de fabrication des acides tartrique et sulfurique, et de la réduction des consommations d'eau induites par le TSA, lors de la phase d'anodisation

En dernier lieu, il est bien évidemment notable que les rejets de chrome hexavalent sont totalement supprimés. En revanche, la DCO augmente lorsque des rejets sont effectués, ce qui n'est toutefois pas le cas dans notre étude (fonctionnement en rejet zéro).

Notre analyse laisse donc penser que lorsque l'analyse est élargie aux cycles de vie des procédés, la substitution de l'OAC par le TSA induit :

- Une forte diminution des consommations d'énergies (notamment thermiques) et des émissions de CO₂.
- Une légère augmentation, ou une stagnation, des consommations d'eau.
- Une totale suppression des rejets de Cr(VI).

Ces conclusions ne pourront cependant être validées que par le déploiement réel d'une ACV du procédé TSA, comme nous l'avons fait pour l'OAC (1.2 – p233).

3.1.2 Comparaison des performances économiques du nouveau procédé et de l'OAC

3.1.2.1 Les coûts de type I et II

Nous rappelons que les coûts de type I et II sont les coûts directs et indirects définis dans la méthode TCA (Tableau 20 – p132).

Les différences de fonctionnement entre le procédé d'Oxydation Anodique Tartrique-Sulfurique et celui d'Oxydation Anodique Chromique sont de deux ordres.

La plupart vont dans le sens d'une amélioration conjointe des performances environnementale et économique :

- Durée de vie des bains.
- Température des bains.
- Durée d'anodisation.
- Puissance électrique d'anodisation.

Un paramètre induit toutefois une détérioration des performances environnementales et économiques :

- Concentration de l'électrolyte.

Ce dernier point est d'autant plus important, d'un point de vue économique, que le prix de l'acide tartrique est aujourd'hui supérieur à celui du trioxyde de chrome : les consommations sont d'une part plus importantes, et d'autre part le prix unitaire d'achat est plus élevé.

Il reste donc à voir si les économies réalisées grâce aux variations des premiers paramètres compensent les surcoûts induits par l'augmentation des coûts d'achat des produits chimiques composant le bain.

Il est à noter que le tableau présentant l'influence des paramètres-clés sur les performances environnementale et économique du procédé OAC (Tableau 58 – p277), permet de conjecturer que les économies seront très importantes, notamment du fait de l'augmentation de 100% de la durée de vie du bain. Il se peut d'ailleurs que ce paramètre soit le principal qui assure une diminution des coûts d'exploitation du nouveau procédé d'anodisation.

Le graphique suivant confirme que pour l'année 2006, les économies réalisées, surpassent les coûts supplémentaires.

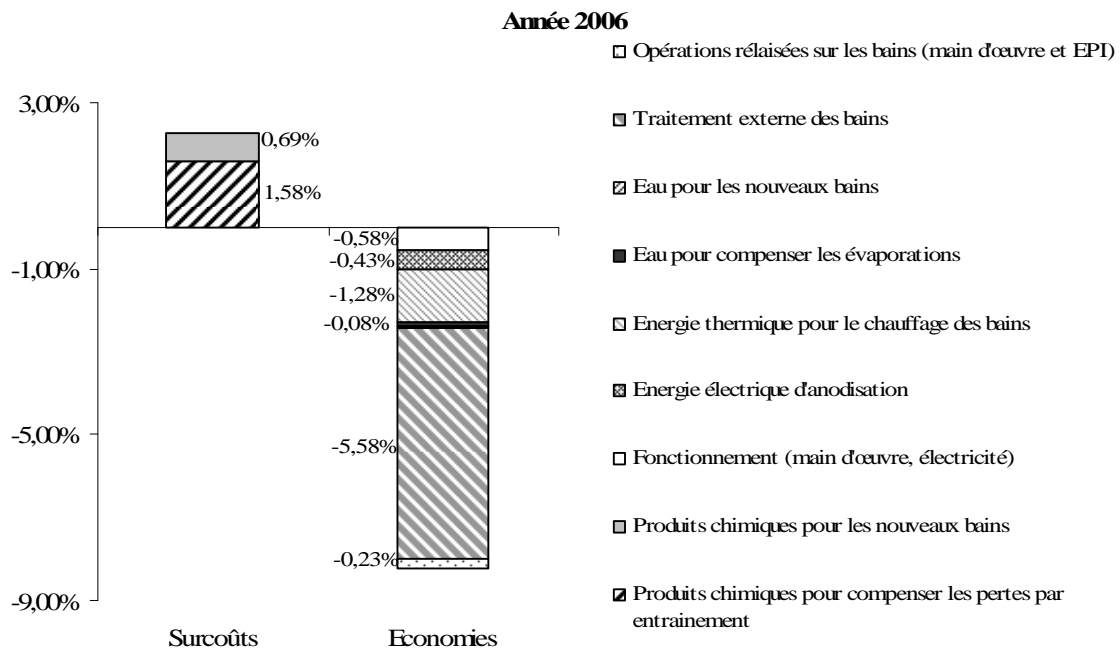


Figure 64 – Surcoûts et économies induits par le procédé TSA, relativement au coût total de fonctionnement du procédé OAC, pour l'année 2006

Le graphique précédent permet de comparer pour l'année 2006, les coûts entre les procédés TSA et OAC. Les consommations de produits chimiques pour compenser l'entraînement et pour

le montage des nouveaux bains, induisent respectivement une augmentation de 1,58% et 0,69% par rapport au coût total du procédé OAC. Ces augmentations sont principalement compensées par des économies réalisées sur les coûts de traitement externe des déchets (-5,58%), sur les coûts des consommations en énergie thermique (-1,28%). Des économies sont aussi réalisées sur les coûts de fonctionnement (productivité principalement) (-0,58%) et sur les coûts des consommations électriques d'anodisation (-0,43%).

Pour l'année 2006, les économies permises par le procédé TSA se montent à 6% du coût total du procédé OAC. Cependant, comme le montre le graphique suivant (Figure 65 – p297), les économies réalisées avec le nouveau procédé, dépendent du niveau de production.

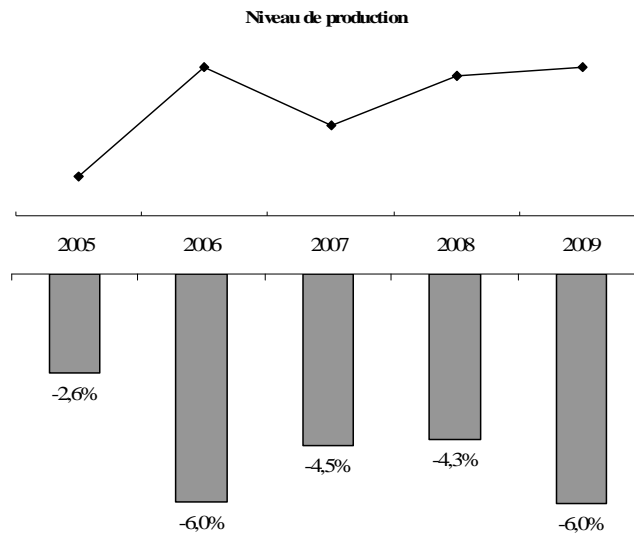


Figure 65 – Différences de coûts entre les procédés TSA et OAC en fonction de l'évolution du niveau de production

Différents effets sont en compétition, lors de l'évolution du niveau de production :

- Les surcoûts engendrés par les consommations de produits chimiques, nécessaires à la compensation de l'entraînement dans les rinçages, augmentent linéairement avec le niveau de production.
- Les surcoûts engendrés par les consommations de produits chimiques, nécessaires au montage des nouveaux bains, diminuent globalement avec l'augmentation du niveau de production (le nombre de changements de bains en moins par rapport au procédé OAC, augmente).
- Les économies réalisées sur les coûts de traitement externe des déchets augmentent avec le niveau de production.
- Les économies induites par la diminution des coûts de main-d'œuvre augmentent avec le niveau de production.

Pour terminer, notre analyse permet de démontrer l'influence majeure qu'a la durée de vie des nouveaux bains sur la performance économique. Le graphique suivant compare les coûts du

procédé TSA à ceux du procédé OAC, selon que la durée de vie des bains de TSA soit supérieure (2 fois) ou égale à celle des bains d'OAC.

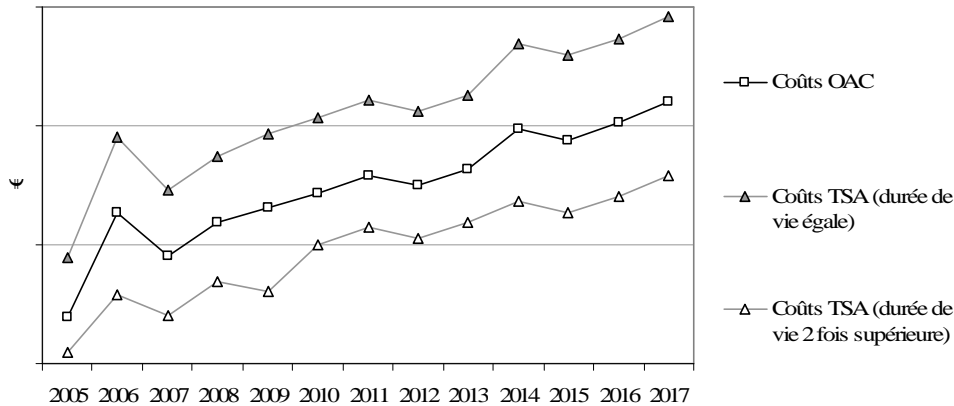


Figure 66 – Influence de la durée de vie des bains de TSA sur la performance économique du procédé

Ainsi, si la durée de vie des bains de TSA était la même que celle des bains d'OAC, le nouveau procédé serait plus coûteux. Notre modélisation nous permet entre autre d'estimer la durée de vie des nouveaux bains, qui égalise les coûts de production des deux technologies sur la période [2005-2017] : il faut pour cela que la durée de vie des nouveaux bains soient environ 1,4 fois supérieure à celle des bains d'OAC.

3.1.2.2 Les coûts de type III et IV

Les coûts de types III et IV sont respectivement composés des coûts contingents, incertains dans le futur, et des coûts intangibles (bien-être des employés, climat relationnel avec les différentes parties prenantes, etc.) (Tableau 20 – p132).

Comme cela l'a déjà été précisé les coûts que nous avons inclus dans notre analyse, et estimés par l'application de notre modèle de recherche au procédé OAC, sont les suivants :

- Coûts contingents.
 - Coûts liés aux risques accidentels.
 - Coûts liés aux risques chroniques.
 - Coûts liés aux risques judiciaires.
 - Coûts liés aux risques réglementaires.
 - Coûts liés aux risques de marché.
- Coûts intangibles.
 - Coûts des effets sur les employés, les autorités et la communauté, engendrés par l'occurrence d'un évènement négatif mineur ou majeur, pouvant être récurrent.
 - Coûts des effets sur les créanciers et actionnaires, les employés et les clients, engendrés par l'occurrence d'un évènement mineur ou majeur, à occurrence unique.

CHAPITRE 3

Nous avons, dans notre étude, appliqué notre modèle de recherche au procédé TSA afin d'estimer les différences de coûts induites par ce dernier. Nous avons choisi de ne pas décrire une nouvelle fois toute la démarche, mais de résumer les principaux résultats dans le tableau suivant :

Catégories de coûts	Outils et méthodes utilisés	Paramètres modifiés par le TSA	Impacts
Risques accidentels	Analyse Préliminaire de Risques. Sélection de scénarios et évaluation de leurs probabilités d'occurrence et conséquences économique.	Disparition d'un couple de réactifs incompatibles (la présence de bisulfite nécessaire à la réduction du chrome hexavalent en chrome trivalent, n'est plus obligatoire). Le nombre de changement de bains réalisés par années diminue. En cas de rejet, l'atteinte à l'environnement est moins sévère.	Très légère diminution de certaines probabilités d'occurrence et de certaines conséquences économiques.
Risques chroniques	Revue des propriétés éco-toxicologiques des composés chimiques utilisés. Analyse d'exposition. Revue et confrontation aux relations exposition-effets.	Disparition des effets sans seuils dus aux propriétés cancérigènes du Cr(VI). Relations expositions-effets bien plus favorables.	Disparition de la majorité des risques chroniques.
Risques judiciaires	Etude d'une situation référence, mise en avant d'indicateurs de risques et extrapolation.	La substitution, au plus tôt, dès les premières interdiction d'utilisation des substances chromées hexavalentes, est en ligne avec le principe de précaution.	Diminution du risque de « faute inexcusable » de l'employeur et de condamnation.
Risques réglementaires	Arbre des événements et des défaillances pour les réglementations REACH et Seveso. Construction de scénarii pour les VLE/VME.	La classification des bains est moins drastique. Plus de substances « extrêmement préoccupantes » utilisées.	Disparition totale du risque de classification Seveso dû au procédé TSA, même dans le cas d'une classification de l'acide sulfurique en substance toxique. Limitation du risque économique de la réglementation REACH aux coûts d'autorisation, celle-ci étant potentiellement obligatoire, à partir de 2012. Diminution de l'impact économique des possibles évolutions de VLE/VME.
Risques de marché	Construction de scénarios.	Pas d'impact de la réglementation REACH sur le prix des acides tartrique et sulfurique. Pas de changement aux niveaux des évolutions du prix du gaz naturel. Diminution du prix de l'acide tartrique, dès 2008, du fait d'un déploiement de la technologie TSA au sein du secteur et d'une globalisation des achats pour l'entreprise.	Disparition du surcoût de REACH sur le marché. L'augmentation du prix du gaz naturel reste la même, mais le TSA étant moins consommateur en énergie thermique, les économies réalisées sont plus importantes. Les surcoûts liés aux consommations d'acide tartrique diminuent à partir de 2008.
Coûts intangibles	Identification et estimation de coûts en liaison avec l'occurrence d'évènements.	La plupart des événements que nous avons identifiés comme pouvant avoir une influence sur les diverses catégories de coûts disparaissent : plus de risque d'interdiction de la technologie, plus de risque chronique, plus de risque de passage Seveso.	Disparition de la quasi-totalité des coûts intangibles.

Tableau 63 – Synthèse des différences induites par le procédé TSA sur les coûts contingents et intangibles

Il est à noter que dans le tableau précédent, une opportunité a été intégrée à la catégorie « risque de marché ». Nous conjecturons en effet, qu'une renégociation du contrat d'achat de l'acide tartrique, du fait du déploiement de la technologie TSA permettra de faire baisser le prix d'achat de 30%.

En plus de ces différents effets déjà répertoriés, nous nous interrogeons sur la possibilité de dégager des revenus supplémentaires du fait du développement de la technologie. En effet,

comme nous l'avons vu dans notre revue bibliographique (3.1.1 – p64), la notion de « *first mover advantage* » ou d'« *avantage de l'initiative* » peut jouer un rôle dans la rentabilité d'une stratégie de prévention des pollutions. Cet avantage est généralement traduit par l'intermédiaire des forces de marché : meilleure réponse en terme de coûts aux réglementations, amélioration de la compétitivité, revenus issus des brevets technologiques.

Nous cherchons à prendre en compte dans notre analyse, les opportunités de revenus du fait du développement du TSA. Nous tentons pour cela d'estimer le nombre de ventes potentielles de licences d'exploitation du nouveau procédé, que l'entreprise pourra réaliser sur la période considérée. Cette information doit alors être complétée par une estimation du prix de cession de la licence.

Le champ de vente de la nouvelle technologie semble relativement réduit. L'OAC est ainsi utilisée quasiment exclusivement par les industries aéronautiques, navales, spatiales et militaires, ce qui implique qu'à priori, seules les industries de ce secteur trouveront un intérêt dans l'acquisition de la nouvelle technologie. Les entreprises directement intégrées à la supply-chain auront de plus l'autorisation d'exploiter la nouvelle technologie gratuitement. Les sous-traitants travaillant pour Boeing devront (ou doivent) de leur côté, très certainement utiliser les substituts développés par le constructeur américain (**Tableau 26 – p180**). Le développement ancien de ces technologies, pondère en outre la notion d'avantage de l'initiative qui pourrait être accordé au développement du TSA.

Il reste que nous ne sommes pas en mesure de prévoir le nombre d'entreprises susceptibles d'acquérir une licence d'exploitation de la technologie de substitution. L'interdiction du procédé OAC, au sein de l'Union Européenne, que nous avons en outre probabilisée lors de notre analyse des risques réglementaires, par l'intermédiaire de l'arbre des événements construit pour la réglementation REACH (**Annexe 8**), jouera très certainement un rôle prépondérant sur la demande.

En revanche, le déploiement de notre démarche de recherche nous permet d'estimer le prix d'acquisition de la licence d'exploitation du procédé TSA, pour un site industriel mettant en œuvre une activité d'anodisation similaire (nombre et taille des bains) à celle du site de notre étude de cas. Pour cela, nous nous appuyons sur les pratiques internes : le coût d'acquisition de la technologie doit être environ égal au 1/3 du bénéfice qu'elle induit. Nous utilisons donc par anticipation, les données des parties suivantes, pour estimer le bénéfice qu'induirait sur une période de 10 ans, pour un site similaire à notre étude de cas, la mise en place du procédé TSA. Il est à noter que par l'intermédiaire de cette démarche, les économies induites par la diminution des risques réglementaires et de marché sont intégrées au calcul des bénéfices. Le montant de l'investissement est, quant à lui, retranché.

Finalement nous estimons à environ 750 000 €, le coût d'acquisition pour 10 ans, de la licence d'exploitation du procédé TSA, pour un site industriel mettant en œuvre un niveau d'activité d'anodisation de l'aluminium similaire au site de notre étude de cas (nombre et taille des bains).

Il est à noter que la validité de ce montant est intimement liée à la probabilité conjecturée pour l'interdiction de la technologie OAC, qui est dans notre analyse de 92% en 2017.

Nous considérons finalement de manière arbitraire que l'entreprise vendra, au cours des 10 prochaines années, une licence pour chacun de ses sites industriels qui met en œuvre les procédés OAC/TSA. Pour le site ici considéré, nous intégrons donc à notre analyse le revenu induit par la cession d'une licence, la date d'occurrence de celle-ci étant liée à celle de l'interdiction effective du procédé OAC (2011 ou 2015), estimée par l'intermédiaire de notre arbre des événements (Annexe 8).

3.1.2.3 Synthèse des différences de coûts entre OAC et TSA

Nous synthétisons ici, les informations obtenues dans les deux précédentes parties.

Le graphique suivant présente sur la période [2005-2020], les économies qu'induit le procédé TSA en comparaison du procédé OAC.

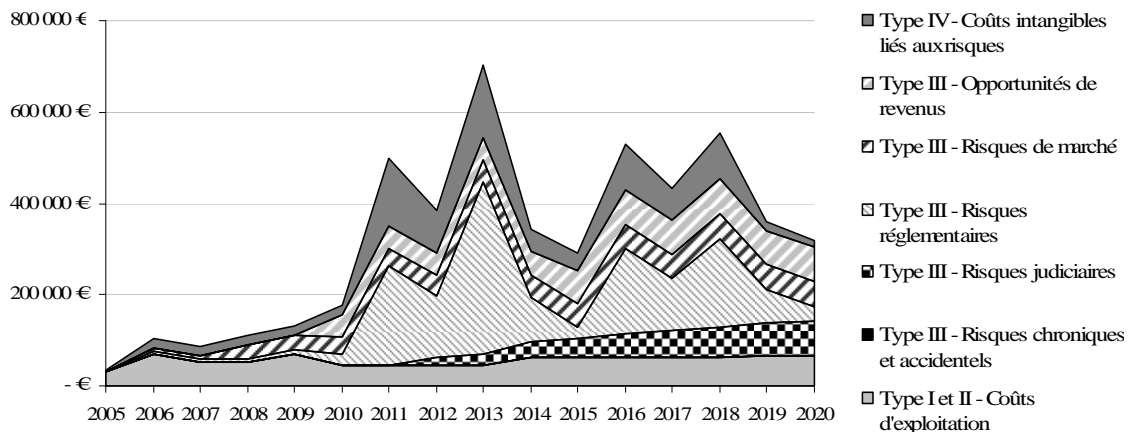


Figure 67 – Les économies engendrées par le procédé TSA par rapport au procédé OAC

Enfin, le schéma suivant permet d'analyser la contribution des différentes catégories de coûts intégrées dans notre approche à l'économie totale réalisée sur la période [2005-2020]. Il est à noter que les montants ne sont pour l'instant pas actualisés.

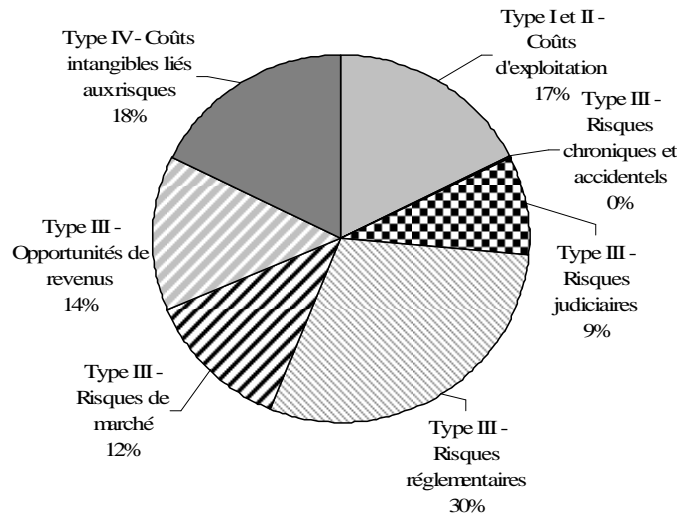


Figure 68 – La contribution des différentes catégories de coûts aux économies totales

Il est d'ores et déjà intéressant de noter que selon notre analyse, les économies réalisées sur les coûts d'exploitation de la technologie ne contribuent qu'à 17% des économies globales. Ce montant peut être considéré comme faible, d'autant plus que les estimations des coûts appartenant à cette catégorie sont les plus fiables. Nous rappelons par ailleurs que ce montant est intimement lié à la durée de vie des nouveaux bains (Figure 66 – p298).

L'importance des économies réalisées en conséquence de la diminution des risques réglementaires, est également notable (30%). Le niveau d'incertitude associé à cette estimation est directement lié à celui associé au risque d'interdiction de la technologie OAC que nous avons conjecturé (2.1.2.2 – p273). Même si nous ne sommes pas en mesure de quantifier cette incertitude, nous la qualifions de moyenne.

Les effets estimés des risques de marché sont également importants (12%). Leurs niveaux d'incertitudes sont cependant relativement bons (sauf pour la 2^{ème} augmentation du prix du trioxyde de chrome), même s'ils ne sont pas précisément quantifiables.

Les risques judiciaires conjecturés représentent 9% des économies totales. Ce montant, est toutefois très incertain.

Les économies générées par la diminution des risques chroniques sont totalement négligeables.

Enfin, les revenus générés par le nouveau substitut, du fait de la vente d'une licence d'exploitation, et les économies réalisées sur les coûts intangibles, représentent respectivement 14% et 18% de l'économie totale. Leurs niveaux sont donc élevés. Cependant, il convient de noter que les incertitudes qui leur sont associées sont extrêmement fortes. En effet, en plus du fait que les méthodes d'estimation sont plus que discutables, ils sont également liés aux probabilités de survenus d'évènements négatifs (interdiction de la technologie avant que

l'entreprise n'ait développé de substitut, classification Seveso du site, condamnation de l'entreprise, etc.) qui elles-mêmes sont incertaines.

3.1.2.4 Les coûts non récurrents

Les coûts non récurrents que nous prenons en compte dans notre étude de cas sont les suivants :

- Coûts de recherche et de développement.
 - Etudes.
 - Tests et pilotes.
 - Qualification.
 - Etc.
- Coûts d'investissement.

Pour simplifier l'approche, nous estimons que les coûts de recherche et de développement sont supportés linéairement sur trois ans, une fois la décision de substitution prise. Nous ne considérons pas l'éventualité d'échec de la R&D et nous ne distinguons pas les coûts préliminaires permettant la prise de décision (démarche de recherche avant lancement effectif).

Les coûts de Recherche et de Développement sont supportés globalement (non par le site). Nous les réaffectons au périmètre de notre étude de cas, par l'intermédiaire du ratio suivant :

$$\frac{\text{Volume des bains d'OAC présents sur site}}{\text{Volume total des bains d'OAC dans l'entreprise}}$$

Le montant de l'investissement est, quant à lui, directement observable au niveau du site. Nous supposons que les deux bains d'OAC sont remplacés par deux bains de TSA.

Finalement, les montants estimés pour le site de notre étude de cas sont les suivants :

- Coûts de R&D : 100 000 € annuels pendant 3 ans.
- Investissement : 800 000 € la quatrième année.

3.1.3 L'analyse d'investissement, Hypothèse 3

3.1.3.1 Résultats

Nous adoptons dans notre analyse, une approche rétroactive dans laquelle la possibilité de substituer le procédé d'OAC est considérée. Nous nous plaçons donc en 2003, et nous étudions les deux alternatives suivantes :

- Garder les procédés d'Oxydation Anodique Chromique.
- Lancer la démarche de R&D pour une substitution de l'OAC 4 ans plus tard.

Comme nous l'avons déjà signalé, nous choisissons dans notre approche, de considérer les impacts économiques à plus long terme que dans les analyses financières classiques. Nous ne nous affranchissons cependant pas du cadre d'évaluation théorique dimensionné pour l'analyse de la création de valeur, même si nous y intégrons une variété de coûts bien plus large qu'à l'accoutumée.

Nous utilisons donc les outils d'analyse financière classiques (2.4.1 – p54) tout en considérant :

- Une échelle de temps plus grande (18 ans).
- Un périmètre de coûts élargi : ajout des coûts indirects, des coûts contingents et intangibles (Tableau 20 – p132).

Nous cherchons en premier lieu à évaluer la Valeur Actualisée Nette du projet qui est le critère de référence des choix d'investissement. Pour rappel, elle est égale à la différence entre tous les bénéfices et coûts induits par le projet dans la période de temps considérée, les valeurs de ces derniers étant actualisées à la date de lancement.

La Valeur Actualisée Nette du projet de substitution du procédé OAC par le procédé TSA est calculée à partir des données suivantes :

Taux d'actualisation = 12 %	2003	2004	2005	2006	2007	...	2009	...	2020
Coûts	100 000 €	100 000 €	100 000 €	800 000 €	- €		- €		- €
Bénéfices	0 €	0 €	0 €	102 783 €	87 663 €	...	131 216 €	...	320 299 €
Flux dégagés	- 100 000 €	- 100 000 €	- 100 000 €	- 697 217 €	87 663 €		131 216 €		320 299 €
Flux actualisés	- 100 000 €	- 89 286 €	- 79 719 €	- 496 265 €	55 711 €		66 478 €		46 650 €
VAN	655 787 €								

Tableau 64 – Valeur Actualisée Nette du projet (taux d'actualisation de 12%)

Nous avons choisi un taux d'actualisation « classique » de 12%. Ce dernier peut être vu comme le taux correspondant au coût des ressources à long terme de l'entreprise. Il est à noter qu'une variation du taux d'actualisation a des effets importants sur les économies à long terme : plus il est important, moins ces dernières ont de poids dans le calcul de rentabilité.

La Valeur Actualisée Nette du projet de substitution de l'OAC est positive, ce qui signifie que celui-ci est rentable d'un point de vu financier : il crée de la valeur. Plus précisément, étant donné la structure de coûts sur laquelle elle repose, il est plus juste de dire que la rentabilité de la substitution est intimement liée à l'évitement de destruction de valeur. Nous reviendrons sur ce point lors de l'analyse plus précise des résultats (4.1.2.3 – p321).

Nous calculons par l'intermédiaire du graphique suivant le Taux de Rentabilité Interne (TRI) (Figure 69).

CHAPITRE 3

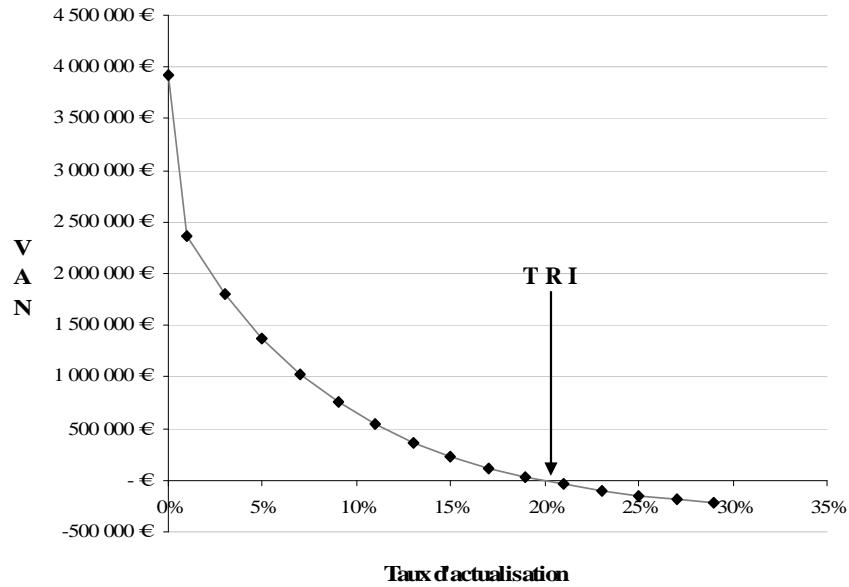


Figure 69 – Le Taux de Rentabilité Interne

Pour rappel, le Taux de Rentabilité Interne est le taux d'actualisation qui annule la Valeur Actualisée Nette du projet : il est ici légèrement supérieur à 20%.

La courbe présentée ci-dessus montre en outre que les économies engendrées par le projet sont avant tout réalisées à long terme. Ainsi, plus les bénéfices interviennent tôt, plus la rentabilité du projet repose sur les premières années et moins l'augmentation du taux d'actualisation fait baisser la VAN, ce qui a pour impact de linéariser la courbe.

Pour terminer, nous estimons le délai de récupération du projet de substitution du chrome hexavalent dans les bains d'anodisation de l'aluminium.

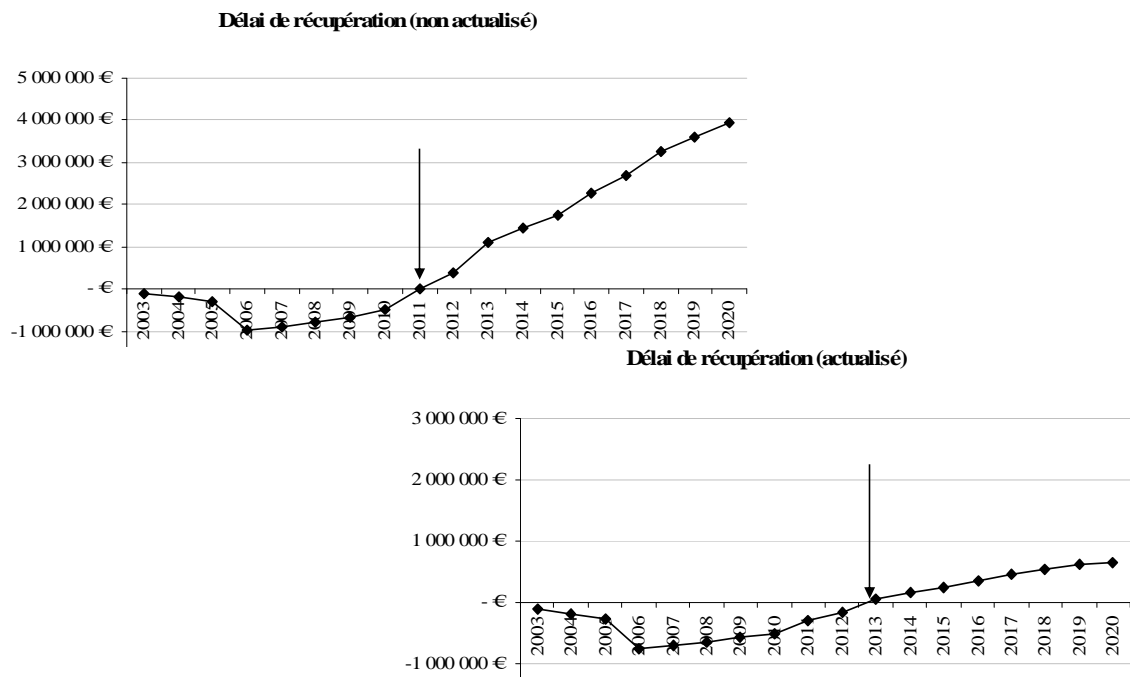


Figure 70 – Les délais de récupération de l'investissement

Le délai de récupération, est la période de temps nécessaire au recouvrement de l'investissement de départ. Il est, dans notre étude de cas, de 8 ans si les flux monétaires considérés ne sont pas actualisés, et de 9,6 ans s'ils le sont.

La rentabilité du projet peut être qualifiée de satisfaisante : la Valeur Actualisé Nette est positive et le TRI est de 20%. Lorsque ces résultats sont comparés à d'autres investissements dans des technologies propres, il apparaît toutefois que cette affirmation est à tempérer. Ainsi, comme nous l'avons vu lors de notre analyse bibliographique (3.4.3 – p85), une étude réalisée sur 134 projets de prévention de pollution estime, pour ce type d'investissement, à 73% le TRI moyen et à 2,4 années le délai de récupération moyen. Nous avons cependant signalé que cette étude, qui utilise des données publiques, n'est certainement pas représentative, puisqu'il est probable que seuls les projets les plus rentables aient fait l'objet d'une communication.

Finalement, si on considère la durée de vie de la nouvelle technologie, qui se compte en plusieurs dizaines d'années, ainsi que la longueur de la démarche R&D (3 ans) imposée par les défis techniques, les indicateurs financiers deviennent clairement favorables.

Nous analysons les résultats plus précisément, dans la partie suivante.

3.1.3.2 Réponse à l'hypothèse de recherche

Nous rappelons que pour répondre à l'hypothèse de recherche n°3 (Tableau 28 – p201), nous avons testé la capacité de notre modèle de recherche à :

- Prendre en compte les objectifs que l'entreprise considère comme stratégiques.
- Permettre une prise de décision en toute connaissance de cause.

Nous considérons pour le premier point, la rentabilité du projet et l'estimation de la contribution des différents objectifs à la rentabilité.

Nous calculons, la contribution des différentes catégories de coûts aux économies totales (Figure 71), en utilisant cette fois les valeurs actualisées. Le schéma suivant démontre, en outre, que l'actualisation des coûts ne modifie pas fondamentalement l'influence des coûts évalués.

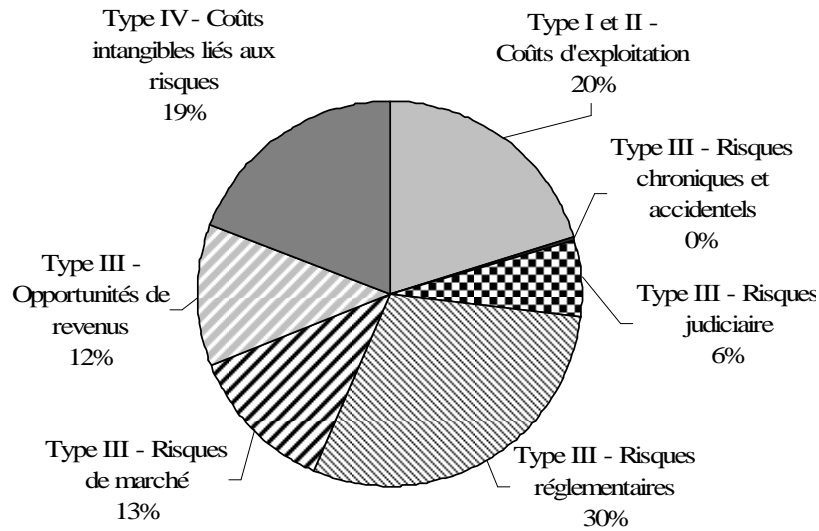


Figure 71 – La contribution des différentes catégories de coûts actualisées aux économies totales

Nous cherchons ensuite à associer les catégories de coûts prises en compte aux objectifs qualifiés comme stratégiques par l'entreprise (Figure 35 – p182). Nous avons alors établi la correspondance suivante :

Objectifs considérés comme stratégiques	Affectation des catégories de coûts évaluées	Contribution à la rentabilité du projet
Anticipation de la réglementation	Risques réglementaires	30%
Assurer le leadership technologique et environnemental	Opportunités de revenus	12%
Etre en ligne avec la politique EHS	Coûts intangibles liés aux risques	25%
	Risques chroniques et accidentels	
	Risques judiciaires	
Diminuer les coûts de production, indépendamment de la réglementation	Coûts d'exploitation	33%
	Risques de marché	

Tableau 65 – Contribution des enjeux considérés comme stratégiques à la rentabilité du projet

Le déploiement du modèle de recherche que nous avons construit pour l'évaluation de l'investissement nous a donc permis d'évaluer séparément la contribution des différents objectifs à la rentabilité du projet de substitution du procédé d'Oxydation Anodique Chromique.

La seconde partie de notre hypothèse de recherche est la prise de décision en toute connaissance de cause.

Pour cela, nous cherchons à :

- Identifier les facteurs sur lesquels repose la rentabilité.
- Quantifier l'effet de la variation des facteurs.
- Estimer l'incertitude afférente aux variations.
- Quantifier la variabilité potentielle de la rentabilité finale.

L'analyse que nous avons déployée nous a, d'ores et déjà, permis d'identifier les principaux facteurs qui ont une influence sur les différences économiques entre les deux procédés. Il est

donc aisé d'estimer lesquels sont les plus influents, en quantifiant les effets induits par leur variation. Nous déduisons ces estimations des résultats déjà obtenus par l'intermédiaire de notre modèle de recherche (**Tableau 56 – p276 & Tableau 58 – p277**).

Le tableau suivant synthétise les résultats obtenus. Bien évidemment, nous n'avons analysé que les facteurs qui sont incertains au moment de la prise de décision. Nous en observons en outre des variations extrêmes.

Facteur	Variation extrême	Catégories de coûts concernées dans notre analyse	Nouvelle VAN	Variation / VAN de départ
Durée de vie des bains.	Division par deux de la durée de vie prévue pour les bains de TSA	Coûts d'exploitation	150 921 €	-80%
	Augmentation de 50% de la durée de vie prévue pour les bains de TSA	Coûts d'exploitation	1 029 408 €	39%
Variation des prix des composés chimiques composant l'électrolyte	Doublement du prix du trioxyde de chrome à partir de 2008 (au lieu d'une augmentation de 6%)	Risques de marché	927 535 €	25%
	Division par deux du prix de l'acide tartrique à partir de 2008 (au lieu d'une baisse de 10%)	Risques de marché	866 292 €	17%
Probabilité d'interdiction de l'OAC	Division par deux de la probabilité d'interdiction de l'OAC en 2020 (passage de 92% à 46%)	Risques réglementaires	487 155 €	-34%
		Coûts intangibles liés aux risques		
Probabilité de disparition de la probabilité d'interdiction de l'OAC en 2020	Disparition de la probabilité d'interdiction de l'OAC en 2020	Risques réglementaires	70 656 €	-90%
		Coûts intangibles liés aux risques		
Probabilité de classification Seveso du fait de l'OAC	Disparition du risque Seveso	Risques réglementaires	614 778 €	-17%
		Coûts intangibles liés aux risques		
Ventes de licence d'exploitation du fait de l'interdiction de l'OAC	Pas de possibilité de vente de licence	Opportunités de revenus	489 367 €	-34%

Tableau 66 – Identifications et quantification des facteurs sur lesquels repose la rentabilité de la substitution

Les résultats précédents permettent d'anticiper les possibles variations de la rentabilité du projet.

Ainsi, sur la base du jugement des personnes impliquées dans les diverses estimations, nous avons réalisé une analyse de sensibilité des paramètres influents :

- Même si la durée de vie des nouveaux bains pourra être inférieure à ce qui est conjecturé, elle sera plus certainement supérieure. Une fourchette raisonnable pour la variation de ce paramètre est de -10% à +25%.
- L'augmentation anticipée du trioxyde de chrome peut être vue comme une fourchette basse.
- La diminution du prix d'achat de l'acide tartrique prévue, pourra être plus importante (-10%) et aura peu de chance de l'être moins.
- La probabilité d'interdiction de l'OAC en 2020 peut être moins élevée que notre estimation. Il est, en revanche, raisonnable d'affirmer qu'elle n'est en aucun cas inférieure à 60%.

- La disparition de la probabilité de classification Seveso du fait du passage au TSA ne semble pas souffrir d'une quelconque incertitude.
- Il est envisageable qu'aucune licence ne soit vendue pour la nouvelle technologie.

Nous pouvons donc représenter graphiquement les risques auxquels la rentabilité du projet fait face :

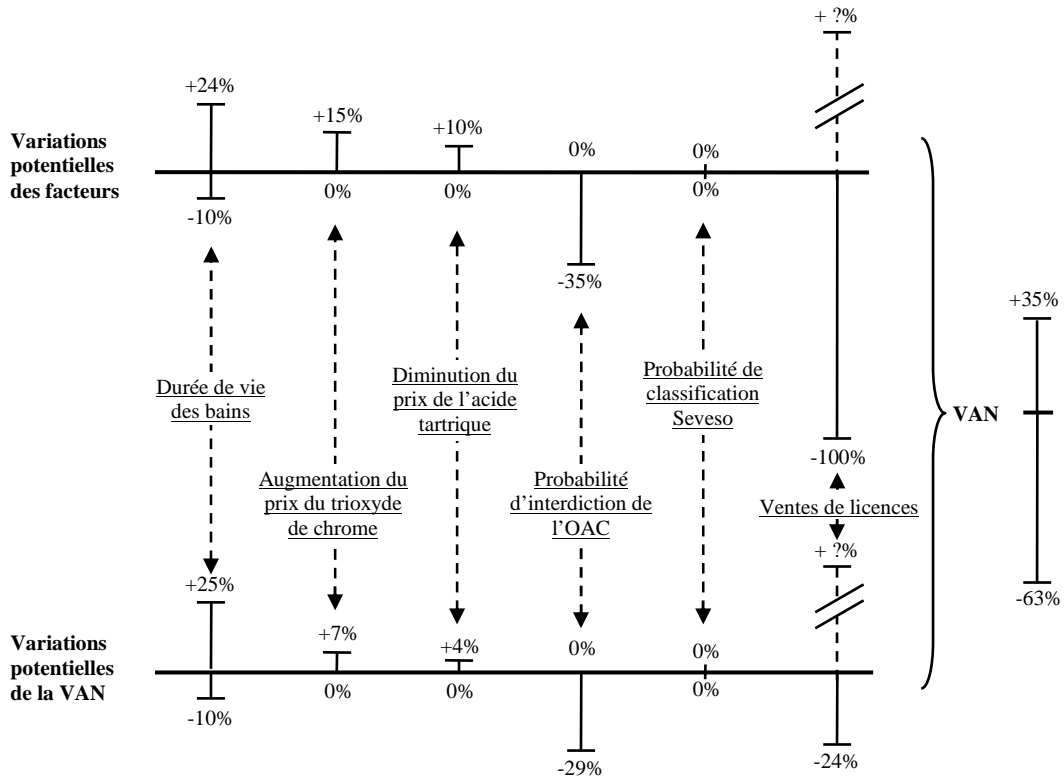


Figure 72 – Variations potentielles de la variabilité de la rentabilité du projet

Nous notons, que selon notre analyse de sensibilité, le projet comporte plus de risques que d'opportunités. Il convient de noter que la fourchette la plus basse envisagée pour la Valeur Actualisée Nette du projet reste positive, ce qui signifie que le projet est toujours rentable.

Concernant les opportunités de revenus liés aux éventuelles cessions de licences d'exploitation, nous n'avons pas considéré dans le calcul la possibilité que le nombre de ventes effectives soit supérieur à ce que nous avons conjecturé, la fourchette haute est donc certainement sous-estimée.

Pour terminer, nous notons que l'évaluation finale est associée à un niveau d'incertitude non négligeable que nous n'avons pas évalué, ni pris en compte : cette incertitude est celle liée à l'estimation des coûts intangibles.

La rentabilité de notre projet repose ainsi à hauteur de 19% sur les coûts dits « intangibles ». Or, rien ne garantit que l'estimation de ces derniers, soit effectivement représentative de la réalité. Certes, nous les avons quantifiés au mieux, et en toute sincérité, mais il est toujours

possible qu'une variation importante survienne dans les faits. Cependant, cette variation peut être négative (baisse des économies réalisées) mais aussi positive (augmentation des coûts évités). Etant donné que nous ne sommes absolument pas en mesure de quantifier une quelconque variation, nous en restons à ces considérations, nous contentant de préciser que :

- Dans le pire des cas, le projet est rentable sans les coûts intangibles (VAN : 453 092 €).
- Les coûts intangibles évités peuvent être beaucoup plus importants que le montant estimé, et la VAN du projet peut être considérablement plus élevée.

De ces conclusions, nous affirmons qu'il est légitime d'intégrer ces coûts à l'analyse.

Nous sommes maintenant en mesure de répondre à notre hypothèse de recherche n°3.

La réponse à l'hypothèse de recherche 3.1 est la suivante :

Les outils de la comptabilité environnementale, mis en œuvre dans notre modèle de recherche permettent de traduire économiquement, lors des analyses des projets de préservation de l'environnement, les objectifs considérés comme stratégiques par l'entreprise.

Certains objectifs qui ne sont rattachés à aucun paramètre quantitatif ne sont toutefois pas estimables monétairement. C'est pourquoi les objectifs de l'entreprise contribuant d'une manière intangible à la performance économique, ne sont intégrés que lorsqu'ils sont liés à des événements dont l'occurrence est probabilisée (diminution de la probabilité d'occurrence d'évènement négatif).

Une qualification de certains paramètres sous la forme d'indicateur non monétaire pourrait être utile.

La réponse à l'hypothèse de recherche 3.2 est la suivante :

Les outils de la comptabilité environnementale permettent de percevoir si la rentabilité du projet repose sur des coûts incertains ou non. Ils permettent également d'identifier les facteurs qui influencent le plus cette dernière.

Les effets des variations de ceux-ci sont en outre estimables et une fourchette peut être obtenue pour la rentabilité moyenne du projet. Il reste que la validité de cette dernière n'est pas garantie.

Enfin, les outils ici mis en œuvre ne permettent pas une analyse poussée des variabilités potentielles de la rentabilité. Les pires et meilleures des scénarios ne sont ainsi pas mis en avant par une approche moyenne, cette dernière se contentant lors de l'analyse de sensibilité d'encadrer la rentabilité moyenne attendue.

3.2 Approche TCA et simulation de Monte Carlo

Nous allons dans cette partie, associer une simulation de Monte Carlo à la démarche TCA déjà menée. Nous nous basons donc, en grande partie, sur des estimations déjà réalisées. L'objectif de cette approche est de faciliter le traitement de l'incertitude.

3.2.1 Dimensionnement de la méthode Monte Carlo

3.2.1.1 Principes

Nous rappelons que la méthode de Monte Carlo est une méthode de simulation permettant de quantifier l'influence d'hypothèses incertaines sur des conclusions qui en dépendent (1.4.3.2 – p136).

Cette méthode est principalement organisée en trois étapes :

- Les incertitudes en entrées sont décrites en utilisant des distributions de probabilité. Celles-ci expriment les probabilités d'occurrence pour les différentes valeurs que peuvent prendre les entrées.
- Une valeur possible est prise de manière aléatoire pour chacune des entrées incertaines et le résultat du modèle est fourni en utilisant l'ensemble des valeurs sélectionnées aléatoirement. Ce résultat est enregistré dans un échantillon ou une itération.
- Finalement, après avoir effectué cette procédure un certain nombre de fois (100 fois par exemple), tous les résultats simulés sont évalués afin de fournir une description des fourchettes que peuvent prendre les résultats ainsi que leur probabilité.

L'un des points clés du déploiement de la méthode sera donc la définition des distributions de probabilités des paramètres modélisés.

Nous utilisons dans notre étude une version de démonstration du logiciel TCAce³⁴⁰, obtenue auprès de Earthshift³⁴¹. Le logiciel TCAce permet l'implémentation d'une méthode de Total Cost Assessment intégrant dans les évaluations économiques des divers scénarios des analyses d'incertitudes.

L'utilisation du logiciel, nécessite la mise en œuvre d'une méthodologie qui implique différentes étapes [Norris, 2004] :

- La première étape consiste à définir les options qu'on cherche à comparer. D'une manière générale, dans le cadre de cette méthode, on cherche à évaluer une

³⁴⁰ Ce logiciel fut développé sur la base de recommandations effectuées par dix entreprises collaborant au sein de l'AIChE (American Institute of Chemical Engineers) et du CWRT (Center for Waste Reduction Technologies).

³⁴¹ <http://www.earthshift.com>

alternative propre nécessitant un investissement et à la confronter au cas consistant à maintenir la situation actuelle et pouvant être nommée « statu quo ».

- La seconde étape consiste pour chacune des alternatives considérées, à lister les coûts qui interviendront quoi qu'il arrive. Ces coûts ne sont liés à aucun scénario aléatoire.
- La troisième étape nécessite la construction de scénarios décrivant des événements aléatoires pouvant intervenir. Leur probabilité d'occurrence (densité de probabilité), leurs impacts économiques ainsi que leur caractère récurrent ou non doivent être décrit.
- Dans la dernière étape, les scénarios sont liés aux options initialement (alternatives) définies.

3.2.1.2 Création du modèle

Les deux alternatives que nous considérons dans notre démarche de Total Cost Assessment sont logiquement, d'une part, la mise en place du procédé TSA en tant que substitut du procédé d'Oxydation Anodique Chromique et, d'autre part, la situation de statu quo qui consiste à garder le procédé d'Oxydation Anodique Chromique.

Sur la base des résultats obtenus préalablement, nous avons très facilement construit la structure de coûts que nous utilisons. Ceux-ci sont détaillés dans le tableau présenté en annexe (Annexe 10).

Les coûts sont séparés en deux grandes catégories : ceux qui ne sont pas liés à l'occurrence d'un quelconque événement et ceux qui sont supportés sous condition d'occurrence d'un événement. Les probabilités des événements, sources de coûts supplémentaires, sont évaluées, et les conséquences qu'elles ont sont décrites par l'intermédiaire d'une densité de probabilité.

Nous présentons à travers deux exemples la manière dont nous avons construit les densités de probabilité utilisées pour la simulation de Monté Carlo.

Le premier exemple est celui de la catégorie « événement mineur récurrent ». Nous avons estimé, lors de notre étude du procédé OAC, que la probabilité d'occurrence annuelle d'un événement mineur est de 2%. Nous rappelons que les événements mineurs susceptibles d'intervenir de manière récurrente peuvent être de deux natures différentes : une maladie professionnelle mineure ou un accident ayant des conséquences économiques directes inférieures à 200 000 €. La probabilité de survenue d'une maladie professionnelle mineure, étant estimée à $1,7 \cdot 10^{-2}$ par an, il est clair que c'est le type d'événement qui contribue le plus à la catégorie ici considérée. La conséquence économique directe qu'elle engendre pour l'entreprise est estimée à 15 000 €. Nous décidons donc que cette valeur constitue le mode de la fonction de probabilité « coût d'un événement mineur ». Dans ce cas, ou le mode le mode est connu et ou des bornes peuvent être définies, l'une des possibilités est d'utiliser une distribution triangulaire Triangular (min, mode, max) [Lumina, 2003] :

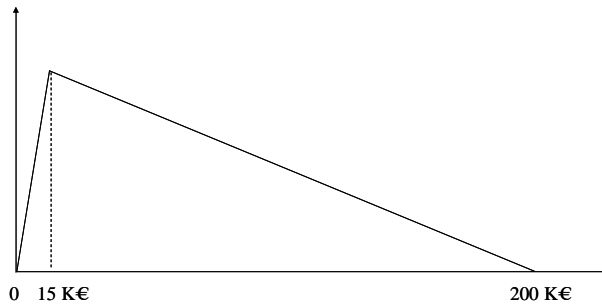


Figure 73 – Distribution triangulaire de mode 15K€, bornée par 0 et 200k€

Toutefois, étant donné, la prépondérance de l'évènement « maladie professionnelle mineure », Il convient plutôt d'utiliser une fonction Gamma $f = 200000 * \text{Gamma}(2, 1/13)$ ³⁴² [Lumina, 2003] :

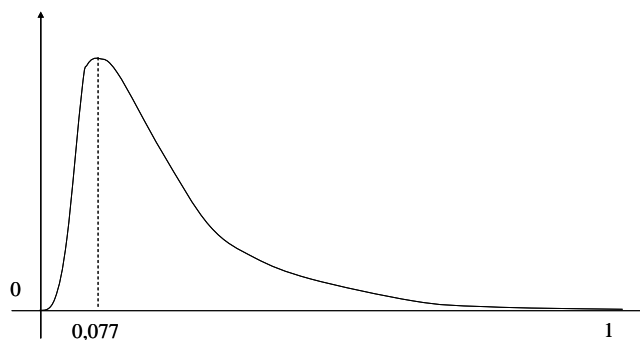


Figure 74 – Distribution Gamma(2,1/13)

En ce qui concerne les effets intangibles, nous considérons qu'ils sont uniformément répartis dans un intervalle représentant l'incertitude afférente à leurs estimations (ici arbitraires).

Le second exemple que nous décrivons est lié à la catégorie « évènement majeur à occurrence unique ». Les résultats du déploiement de notre modèle de recherche, au procédé OAC, nous ont permis d'identifier la réglementation REACH comme pouvant être à la source de l'occurrence d'un évènement appartenant à cette catégorie.

Nous fixons dans notre approche, à 1, la probabilité qu'une entreprise utilisant le procédé OAC fasse face à cette réglementation (elle sera obligée d'autoriser le procédé), ce qui explique le 100% noté dans le deuxième tableau de l'annexe (Annexe 10).

Nous utilisons alors l'arbre des évènements construit pour l'évaluation de tous les scénarios envisageables dans le cadre de la réglementation Reach (Annexe 8), afin d'en caractériser la fonction de répartition. En premier lieu, nous avons estimé pour chaque scénario identifié (au nombre de 15), le coût total engendré non actualisé. Nous avons ensuite lié les niveaux de coûts supportés, aux probabilités d'occurrence des différents scénarios, afin de les répartir dans des intervalles, qui finalement, permettent l'assimilation à une fonction de répartition.

³⁴² Fonction de mode $0,0769 * 200000 = 15380$ et de moyenne $0,1538 * 200000 = 30760$

Les tableaux suivants et le graphique associé, permettent de visualiser la démarche.

Probabilité du scénario	Impact économique
8%	22 740 €
11%	1 328 284 €
3%	915 776 €
3%	2 328 284 €
6%	1 719 899 €
2%	829 655 €
2%	2 113 000 €
5%	1 818 913 €
34%	1 213 941 €
4%	1 447 252 €
4%	2 213 941 €
10%	1 223 956 €
1%	1 437 444 €
1%	2 074 970 €
6%	1 816 585 €

Intervalles (niveaux d'impact)	Probabilité associée
de 0 à 250000	8%
de 250000 à 500000	0
de 500000 à 750000	0
de 750000 à 1000000	5%
de 1000000 à 1250000	43%
de 1250000 à 1500000	17%
de 1500000 à 1750000	6%
de 1750000 à 2000000	11%
de 2000000 à 2250000	7%
de 2250000 à 2500000	3%
de 2500000 à 2750000	0

Tableau 67 & Tableau 68 – Répartition en intervalles des scénarios associés à la réglementation REACH pour construire la fonction de répartition

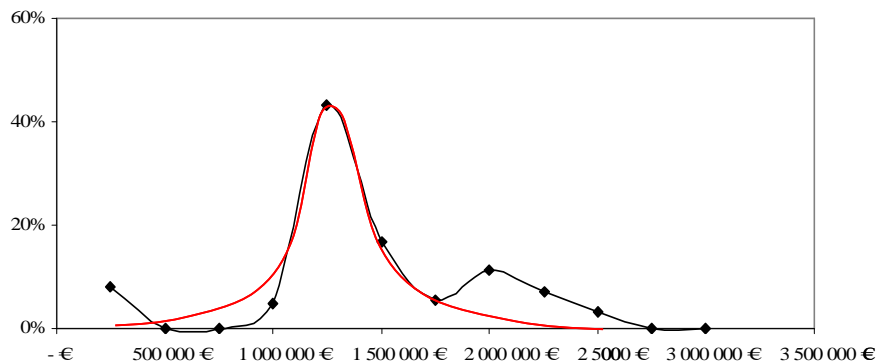


Figure 75 – Superposition de la fonction de répartition associée à la réglementation REACH et d'une loi normale

Nous choisissons donc d'assimiler la fonction de répartition à une loi normale. L'impact économique moyen des scénarios étant d'environ 1 300 000 €, nous centrons cette dernière sur cette valeur.

Dans une loi normale, 68% des probabilités se situent dans l'intervalle [moyenne – écart type ; moyenne + écart type]. Etant donné que dans notre étude, 65% des coûts sont compris entre 1 000 000 et 1 500 000 €, nous choisissons un écart type de 350 000 €.

Nous considérons une nouvelle fois que les effets intangibles qui y sont liés ont des densités de probabilité uniformes sur un intervalle représentant l'incertitude.

Le modèle que nous utilisons pour effectuer la simulation de Monté Carlo est finalement détaillé en annexe (**Annexe 10**).

3.2.2 Simulation de Monte Carlo

3.2.2.1 Résultats

Nous avons effectué la simulation de Monte Carlo sur la période [2003-2020]. Les deux alternatives comparées sont :

- Lancer le processus de substitution en 2003, ce qui induit 3 ans de R&D pour une substitution la 4^{ème} année.
- Ne rien faire.

Le logiciel TCAce permet l'observation des résultats de la simulation par catégories de coûts. La moyenne, le mode, ainsi que la pire et la meilleure des situations sont également accessibles.

Les résultats de la modélisation sont représentés graphiquement (**Figure 76**). Les coûts qui y apparaissent négativement sont les économies générées.

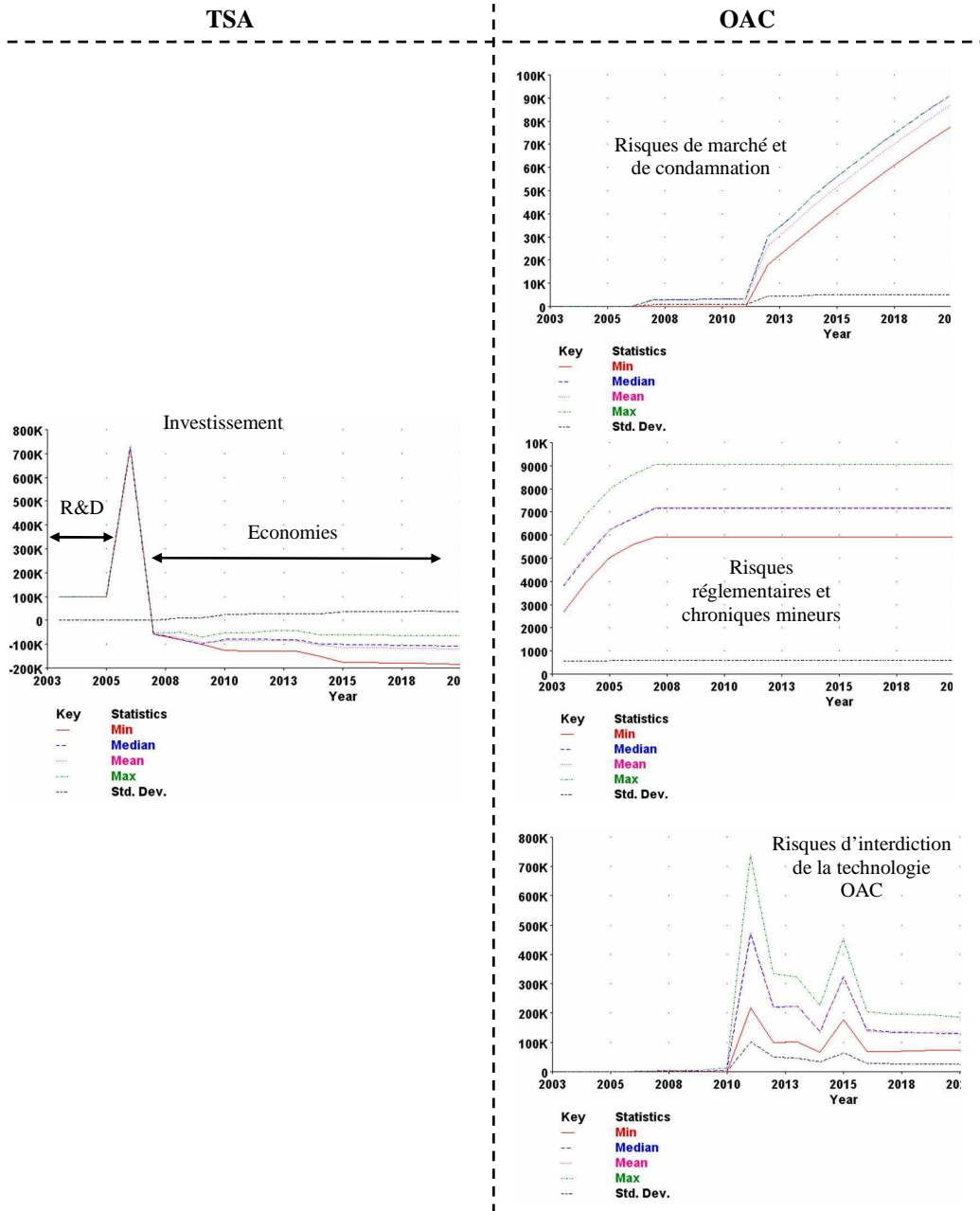


Figure 76 – Résultats de la simulation de Monte Carlo

Finalement, l'agrégation des résultats nous permet d'estimer la rentabilité de l'investissement. Nous utilisons une nouvelle fois la Valeur Actualisée Nette du projet afin de la caractériser.

Les résultats sont les suivants, pour un taux d'actualisation de 12% :

VAN	Pire des cas	-105 375 €
	Cas médian	400 117 €
	Cas moyen	407 415 €
	Meilleur des cas	899 204 €

Tableau 69 – Les différentes VAN du projet, issues de la simulation de Monte Carlo

Les résultats obtenus montrent que dans la majorité des cas, le projet sera effectivement rentable, mais qu'il existe toutefois une faible probabilité que ce dernier ne le soit pas.

Finalement, le logiciel nous permet d'associer la VAN potentielle du projet avec des niveaux de probabilité :

- Dans 50% des cas, la VAN du projet sera comprise entre 241 510 € et 591 188 €.
- Dans 75% des cas, la VAN du projet sera comprise entre 168 776 € et 643 352 €.
- Dans 90% des cas, la VAN du projet sera comprise entre 46 429 € et 728 134 €.
- Dans 95% des cas, la VAN du projet sera comprise entre 14 882 € et 899 204 €.

Finalement, la simulation de Monte Carlo effectuée, indique que le projet ne sera pas rentable que dans moins de 5% des cas.

3.2.2.2 Conclusions

La simulation de Monte Carlo permet donc une observation plus précise de la variabilité potentielle de la rentabilité du projet. L'utilisation de densités de probabilités permet notamment l'observation statistique des résultats obtenus et met en avant de manière claire les pires et meilleurs des scénarios.

Il est à noter que nous avons ajouté, dans cette simulation, des facteurs d'incertitudes qui n'étaient pas nécessairement pris en compte dans l'évaluation précédente (3.1 6 – p291). Nous avons par exemple considéré que l'augmentation de 6% du prix d'achat du trioxyde de chrome à partir de 2008 est certaine à 95% et que la baisse du prix d'achat de l'acide tartrique ne l'est qu'à 70%. De la même manière, la possibilité de générer des revenus par la vente de licences d'exploitation est considérée comme incertaine (probabilité de 30%). La totalité des incertitudes ajoutées est observable dans la description du modèle consignée en annexe (Annexe 2). Enfin, contrairement à ce qui était le cas précédemment (Tableau 53 – p265), les coûts intangibles sont associés à des variations importantes. Ces points expliquent la diminution de sa valeur moyenne relativement à l'estimation précédente.

L'avantage que procure cette méthode, relativement à la précédente, est indéniable puisqu'elle permet d'associer la rentabilité estimée du projet à des intervalles de confiance. Le pire des cas (la technologie n'est finalement pas interdite) apparaît clairement et dans ce dernier, la VAN est effectivement négative. Enfin, l'ajout de possibles variations importantes, au niveau des coûts intangibles, permet une meilleure perception des avantages que peut représenter la stratégie de substitution. C'est le meilleur des cas qu'il faut alors observer.

Une remarque importante doit être faite : les résultats de la simulation de Monte Carlo, ici réalisée, sont obtenus sous l'hypothèse que l'OAC a 92% de risque d'être interdite 18 ans après la prise de décision (2003). Pour tester l'influence sur les résultats, d'une diminution de cette probabilité, il convient de réaliser une nouvelle simulation qui intègre une autre fonction de

répartition pour la réglementation REACh (Figure 75 – p314), calculée par l'intermédiaire d'un arbre des événements (Annexe 8) dimensionné sur la base de cette nouvelle probabilité d'interdiction. Il faut néanmoins noter que le pire des cas restera identique, puisqu'il est toujours constitué du même scénario (OAC finalement non interdite en 2020). Il en va de même du meilleur des scénarios. En revanche, les fourchettes associées à la VAN (Tableau 69 – p316), tout comme la valeur moyenne de cette dernière, seront grandement modifiées.

La mise en œuvre de cette méthode permet donc d'estimer plus précisément la variabilité potentielle de la rentabilité.

Il reste que les catégories de coûts très incertaines sur lesquelles repose la rentabilité (coûts intangibles notamment), le seront toujours, ce qui ne permet pas de garantir l'exactitude des fourchettes estimées.

Partie 4 – Le dimensionnement d'une comptabilité environnementale étendue

Nous cherchons dans cette partie à étudier la possibilité d'extrapoler à un périmètre élargi, l'approche menée dans notre étude de cas. Une réponse devra alors être apportée à notre quatrième hypothèse de recherche. Nous nous appuyons pour cela sur une revue des résultats déjà obtenus

Enfin, nous effectuerons une recommandation pour la mise en œuvre d'une comptabilité environnementale étendue permettant d'orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur et ainsi d'améliorer conjointement performances économique et environnementale.

4.1 Revue des résultats obtenus

4.1.1 L'estimation des coûts environnementaux

Comme nous l'avons noté lors de la présentation de l'étude préliminaire que nous avons réalisée (1.1 – p105), l'estimation des coûts environnementaux d'un site industriel est possible à partir des documents généraux, mais nécessite la consultation d'un nombre non négligeable d'acteurs. En revanche, cette estimation globale ne permet généralement pas la mise en avant des enjeux stratégiques. Il convient toutefois de s'attacher à distinguer les coûts environnementaux tels qu'ils sont définis dans la démarche EMA (Environmental Management Accounting) :

- Coûts d'achat des matières incluses dans les produits.
- Coûts d'achat des matières ne constituant pas un sortant sous la forme d'un produit.
- Coûts de gestion et de contrôle des déchets, effluents et émissions.
- Coûts de la prévention et du management de l'environnement.

4.1.1.1 La mise en avant des enjeux stratégiques

La mise en œuvre sur un périmètre précis d'une comptabilité de flux de matières permet d'exactement estimer les catégories de coûts précédentes, et surtout, permet une exploitation très poussée des données. Il convient cependant de noter que le déploiement d'une comptabilité des flux de matières exhaustive nécessite une étude poussée des données historiques enregistrées.

Une fois cette étape réalisée, il est possible d'étudier comment les coûts évolueront dans le futur, notamment du fait des variations du niveau de production. L'un des principaux atouts de cette méthode est qu'elle permet l'identification et la quantification des paramètres qui lient performances environnementale et économique.

Il est dès lors possible, à partir de ces résultats, de réorganiser le système comptable afin qu'un suivi automatique des paramètres clés et de leurs effets soit mis en œuvre. Ce dernier doit en outre permettre la consolidation des estimations réalisées par l'intermédiaire des données historiques, et nécessite certainement la mise en place de mesures supplémentaires.

Parmi les enjeux stratégiques, les coûts qui sont susceptibles d'être induits par les risques liés aux procédés considérés, viennent compléter les facteurs liant performances environnementale et économique. Ces risques, qui peuvent être chroniques, accidentels, judiciaires, de marché, ou réglementaires, sont estimés par déploiement d'outils d'analyse de risques spécifiques et sont caractérisés par la mise en avant d'événements (scénarios) dont les probabilités d'occurrence et les conséquences, traduites monétairement, sont estimées. Les scénarios sélectionnés, sont finalement liés à des coûts plus intangibles.

Les événements définis dans les scénarios constituent des enjeux stratégiques à suivre. Ce suivi ne peut cependant se faire par l'intermédiaire des documents comptables et nécessite un appui poussé des veilles réglementaires et de marché.

Nous remarquons que les enjeux stratégiques observés pour un procédé particulier et sur un site industriel spécifique, seront logiquement les mêmes pour des procédés similaires mis en œuvre sur d'autres sites.

4.1.1.2 La mise en avant des voies d'améliorations

Les enjeux stratégiques qui ont été identifiés sont donc de deux types. D'un côté il y a les paramètres qui lient performances environnementale et économique, et d'un autre côté il y a les événements identifiés comme susceptibles de survenir au cours du temps (accidents, maladies, procès, interdictions, augmentations des prix d'achat, etc.).

Les voies d'améliorations pourront donc avoir deux types d'effets, selon qu'elles induisent simplement une amélioration des facteurs liant les deux performances, ou qu'elles permettent une diminution des risques.

Il reste que la comptabilité environnementale ne permet pas d'identifier précisément les actions induisant des améliorations et que pour cela, une veille technologique poussée est nécessaire. En revanche, les informations issues d'une démarche de comptabilité des flux de matières et d'énergie, facilitent la mise en avant des paramètres qui permettent les améliorations les plus significatives. Enfin, il est aisé de quantifier, par l'intermédiaire des données économiques obtenues, les investissements maximums que peuvent supporter des actions d'amélioration pour être rentables.

4.1.2 La prise de décision

4.1.2.1 L'impact sur la performance environnementale

La modélisation des flux de matières et d'énergie effectuée nous a permis de connaître très précisément les relations qui existent entre le facteur de production et les performances environnementales de l'OAC.

Grâce à l'identification et l'estimation des facteurs stratégiques, il nous a de plus été aisé de quantifier l'amélioration de la performance environnementale directe du nouveau procédé : diminution des consommations d'énergies thermique et électrique, diminution des consommations d'eau, diminution des déchets générés, suppression des émissions de Cr(VI), augmentation de la consommation en produits chimiques utilisés pour le montage des bains (Figure 63 – p293).

Nous n'avons cependant pas pu tirer de conclusions solides quant à l'impact induit par la substitution sur la performance environnementale, lorsque tout le cycle de vie est pris en compte (3.1.1.2 – p294). Il est néanmoins clair, que les émissions de chrome hexavalent sont totalement supprimées. Nous conjecturons également que les consommations en énergies thermiques sont fortement réduites.

4.1.2.2 Le calcul de rentabilité du projet

Notre approche consiste à intégrer les paramètres environnementaux dans les cadres décisionnels et financiers de l'entreprise.

Nous avons donc cherché à traduire monétairement les enjeux environnementaux que l'entreprise considère comme stratégiques, puis à les intégrer dans une analyse de rentabilité.

Les résultats obtenus, démontrent que les outils que nous avons utilisés sont effectivement applicables, et traduisent de manière effective le fait que le projet de substitution de l'OAC est rentable. De plus, les conditions de cette rentabilité peuvent être étudiées très précisément et nous avons pu mettre en avant des intervalles de confiance pour cette dernière.

4.1.2.3 L'analyse de la rentabilité du projet

Les résultats obtenus permettent d'analyser très précisément les paramètres sur lesquels la rentabilité du projet repose.

La rentabilité de la substitution du procédé OAC repose pour 2/3 sur un évitement de destruction de valeur. Ainsi, environ 69% des économies anticipées, appartiennent aux catégories « risques réglementaires », « risques judiciaires », « risques de marchés » et « coûts intangibles liés aux risques », et proviennent de l'évitement de ces risques par la mise en place du nouveau procédé (Figure 71 – p307).

1/3 des économies sont effectivement assimilables à de la création de valeur directe. Ces dernières sont en outre réparties à peu près également entre les économies de fonctionnement générées et les revenus obtenus par une stratégie de « brevets ».

Les résultats obtenus montrent que la rentabilité du projet est effective à long terme, ceci s'expliquant en partie par la durée du processus de Recherche et de Développement (**Tableau 64 – p304**).

Il est à noter que les influences qu'ont les paramètres clés sont facilement estimables par l'intermédiaire de notre approche. Nous notons par exemple que le projet ne serait pas rentable si la probabilité d'interdiction de l'OAC était nulle. Nous constatons également que si la durée de vie des bains du nouveau procédé était la même que celle de l'ancien, alors la rentabilité du projet en serait extrêmement affectée (La VAN serait quasiment nulle), puisque les coûts d'exploitation seraient alors plus élevés.

Un des points importants à noter est que parmi les économies réalisées, 31% sont liées à des catégories de coûts très incertaines : les « coûts intangibles » d'une part, et les « opportunités de revenus » d'autre part (**Figure 71 – p307**). Il est en outre possible que les revenus issus de la cession de licences d'exploitation aient été surestimés, tout comme il est probable que les coûts intangibles aient été sous-estimés, puisque nous n'avons pris en compte ces derniers que lorsqu'ils pouvaient être rattachés à des bases relativement solides (évènements d'évènements réellement susceptibles d'intervenir et d'avoir des conséquences).

L'association, pour les paramètres incertains utilisés dans l'analyse de rentabilité, de fourchettes de variation (**Figure 72 – p309**), estimés par consensus, permet de chiffrer les valeurs extrêmes que peut prendre la VAN moyenne du projet. Dans cette approche, où les coûts intangibles sont acceptés tels quels, la VAN moyenne est toujours positive et la rentabilité moyenne attendue pour le projet est toujours effective (**Figure 72 – p309**).

La traduction sous la forme de densités de probabilités des paramètres pris en compte, et l'utilisation de ces dernières dans une simulation de Monté Carlo, permet une observation encore plus précise des variations potentielles que la rentabilité du projet peut connaître. Cette approche a, contrairement à l'approche moyenne, l'avantage de présenter tous les résultats possibles et notamment les pires et meilleurs scénarios. Il est à noter que la rentabilité moyenne (**Tableau 69 – p316**) estimée par cette méthode est plus faible que dans l'approche précédente (**Tableau 64 – p304**) du fait de l'ajout d'incertitudes pour certains évènements (risques de marchés, possibilités de ventes de licences par exemple). Selon les résultats de la simulation de Monté Carlo, le projet sera toutefois rentable dans plus de 95% des cas.

Le point le plus important que permet le déploiement des divers outils utilisés, est la prise de décision en toute connaissance de cause. Ainsi, le fait d'estimer la part de la rentabilité qui repose sur des catégories incertaines est une information très importante. La connaissance des

influences qu'ont les facteurs clés (durée de vie des nouveaux bains, probabilité d'interdiction de l'OAC) sur la rentabilité, est également primordiale. Enfin, les fourchettes associées à la rentabilité du projet, sous réserve que les décideurs acceptent les hypothèses réalisées, permettent une décision sur la base de paramètres précisément quantifiés.

4.2 Extrapolation à un périmètre élargi

4.2.1 Le système de suivi sur le périmètre de notre étude de cas

4.2.1.1 Le suivi des performances

Il serait, selon nous, intéressant d'organiser le système comptable afin que les performances environnementales soient suivies à travers les indicateurs suivants :

- Répartition des coûts dans les catégories définies dans la structure EMA.
- Estimation des coûts par actif environnemental.
- Mise en relation des coûts et aspects environnementaux.
- Estimation des coûts par activités, et suivi des indicateurs.
- Projection des coûts futurs.

Comme nous l'avons déjà signalé, le suivi précis des différents indicateurs nécessitera certainement la mise en place de nouveaux moyens de mesure (compteurs, enregistrements supplémentaires, etc.).

Nous retrouvons donc les tableaux et graphiques dimensionnés au cours du déploiement de notre démarche.

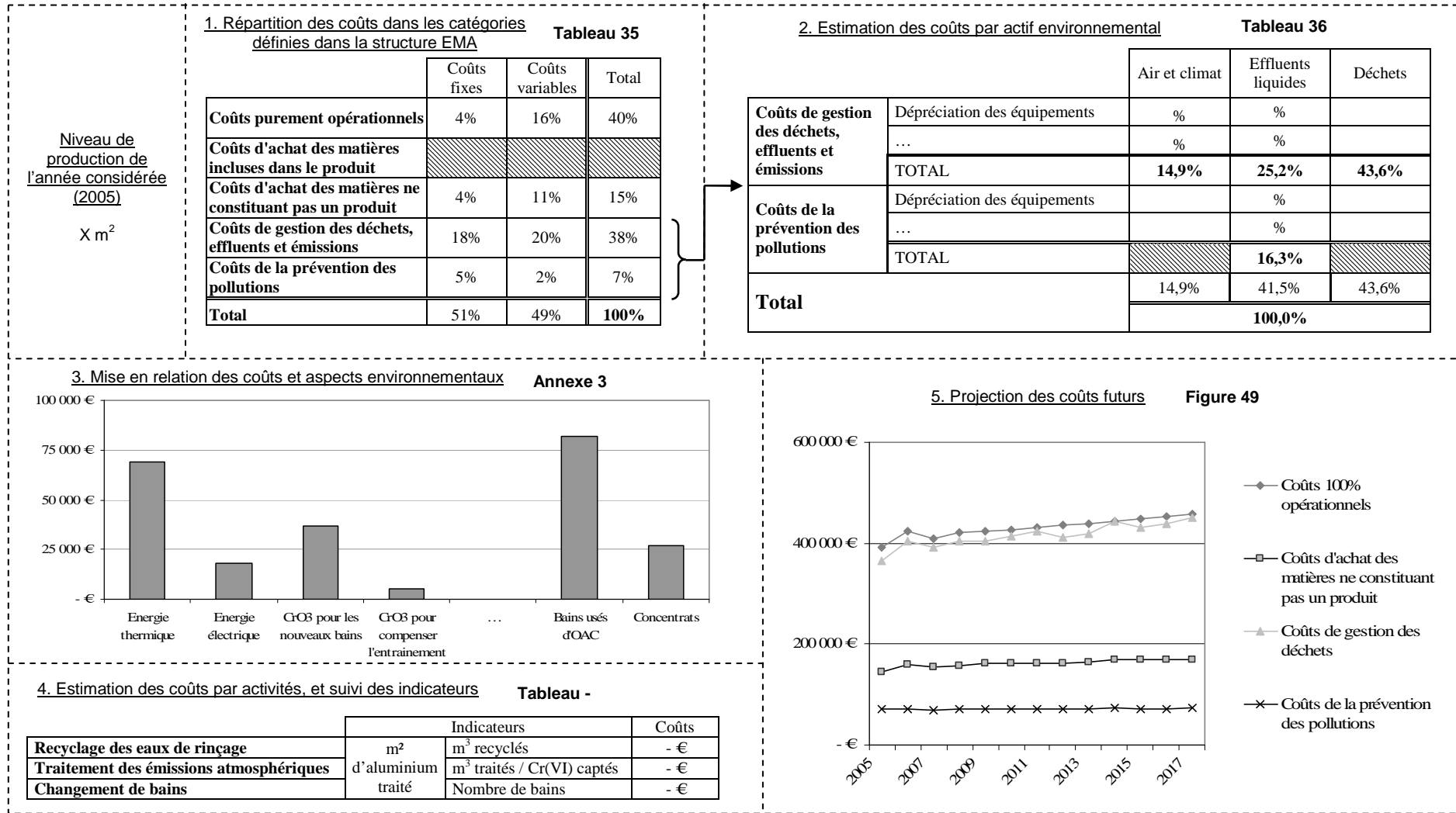


Figure 77 – Le système de suivi des performances

4.2.1.2 Le suivi des risques de destruction de valeur

Les risques de destruction de valeur devront très certainement être suivis par le département environnement lui-même. Les estimations des coûts qui y sont associés, pourront être communiquées au département financier, et être prises en compte dans les projections économiques réalisées.

Dans notre étude de cas, les risques qui peuvent avoir des influences économiques significatives ont été identifiés par l'intermédiaire d'analyses réglementaires et de marché. Ils sont au nombre de quatre :

- Interdiction du procédé du fait de la réglementation REACH.
- Evolutions des valeurs ou des statuts réglementaires des valeurs limites d'exposition professionnelle.
- Classification Seveso du fait du procédé OAC.
- Augmentation du prix du trioxyde de chrome.
- Augmentation du prix du gaz naturel.

Les probabilités des risques réglementaires (REACH et Seveso) ont été évaluées respectivement par un arbre des événements et un arbre des défaillances (**Annexe 8**). Les conséquences ont également été estimées par l'intermédiaire des arbres construits. Des coûts intangibles ont finalement été ajoutés pour l'occurrence de certains événements.

Les évaluations des probabilités liées aux risques de marché sont quant à elles effectuées sur la base de scénarios. Leurs conséquences sont directement estimables par l'intermédiaire du système comptable.

Finalement, la représentation graphique suivante (**Figure 78**), permet le suivi des risques de destruction de valeur.

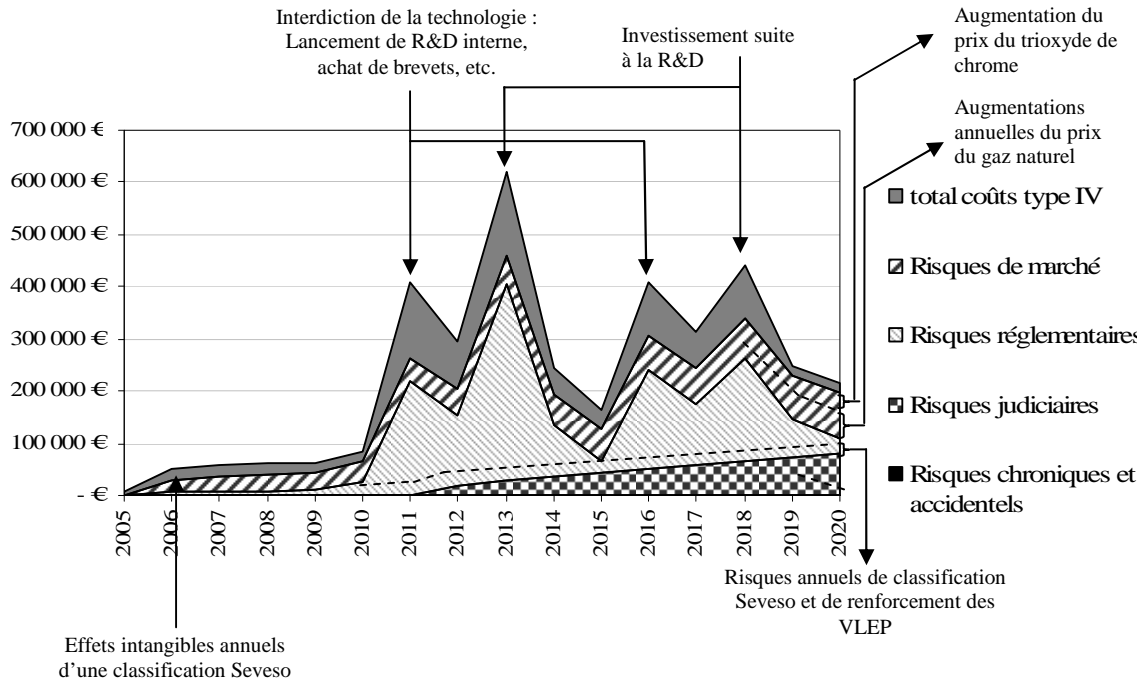


Figure 78 – Le système de suivi des risques de destruction de valeur

4.2.1.3 Le suivi des voies d'amélioration

Les voies d'amélioration ont été identifiées en confrontant les caractéristiques de la ligne de traitement de surface de notre étude de cas, aux meilleures technologies disponibles. Les conditions de rentabilité de ces voies d'amélioration ont été estimées par l'intermédiaire des données issues de la comptabilité environnementale.

Le tableau synthétisant ces résultats peut être considéré comme un premier système de suivi des voies d'amélioration (Tableau 62 – p284).

Il faut tout de même préciser, qu'il est de la responsabilité de divers groupes de projets de finalement déterminer les coûts supportés pour mettre en œuvre des actions d'amélioration. Les données déjà disponibles permettront alors de classer les différents projets selon leur rentabilité.

Une mise à jour de la veille technologique devra finalement être effectuée. Il est à noter que la notion de veille technologique est étroitement liée à celle de benchmarking entre sites industriels.

En ce qui concerne les changements technologiques radicaux, il convient d'estimer la possible commercialisation de licences d'exploitation à d'autres entreprises comme source de revenus. Seul un groupe de travail multidisciplinaire peut permettre une estimation économique fiable.

4.2.2 Extrapolation aux activités de traitement de surface et à des activités similaires

4.2.2.1 Les enjeux environnementaux stratégiques

Nous conjecturons que la structure des coûts environnementaux, observée au niveau du procédé d'Oxydation Anodique Chromique, peut être considérée comme représentative d'une structure type, observable au niveau de la plupart des procédés utilisant une cuve de traitement et un bain de rinçage.

Nous notons parmi les types de procédés répondant à ces critères, toutes les activités de traitement de surface par voie aqueuse ainsi que les bains d'usinage chimique.

Les coûts environnementaux qui devront tout particulièrement être suivis sont donc, en relation avec les résultats obtenus dans notre étude de cas, les suivants :

- Coûts des changements de bains (stockage et traitement des bains usés, montage des nouveaux bains, opérations diverses).
- Coûts de gestion des eaux de rinçage (recyclage, stockage et traitement interne des effluents, traitement externe, opérations diverses).
- Coûts de contrôle des émissions atmosphériques (aspiration, traitement interne des émissions, stockage et traitement interne des effluents, opérations diverses).

Les paramètres dont les influences sur les coûts devront être estimées (effets d'une variation) sont à eux les suivants :

- Température et concentration du bain de traitement.
- Durée de vie du bain.
- Durée du traitement.
- Efficacité du recyclage des eaux de rinçage.

Enfin, nous notons que les risques accidentels et chroniques, réglementaires, et de marché pourront être estimés sur la base des évaluations réalisées dans notre étude de cas. Ce point est tout particulièrement vrai pour les risques réglementaires et de marché.

La probabilité d'une classification Seveso et celle que le procédé soit interdit du fait de la réglementation REACH peuvent être estimées à partir des mêmes arbres des événements et des défaillances construits (**Annexe 8**), dans lesquels les probabilités sont réévaluées.

Certains risques de marchés sont directement réutilisables (énergie thermique), tandis que d'autres devront être évalués par construction de nouveaux scénarios.

4.2.2.2 Les voies d'amélioration

Deux principaux outils peuvent être utilisés afin d'identifier les possibles voies d'amélioration :

- L'analyse des meilleures technologies disponibles et la veille technologique.
- Le benchmarking inter-sites.

Les voies d'amélioration que nous avons identifiées dans notre étude de cas, par analyse des meilleures technologies disponibles, sont également à étudier dans le cadre des procédés mettant en œuvre des bains de traitement chauffés, associés à des rinçages. Des études supplémentaires de documents spécifiques à certaines activités (usinage chimique) sont toutefois à effectuer.

Il semble en tout cas que l'étude des voies d'améliorations des performances environnementale et économique puisse être mutualisée, et utilisée globalement à l'entreprise.

Cela nécessite finalement que le système de mesure des performances soit relativement homogène entre les divers sites industriels mettant en jeu les mêmes procédés. Les comparaisons des performances entre les unités devraient alors permettre d'améliorer globalement les performances environnementales et économiques de l'entreprise.

Nous notons par exemple, que la connaissance précise des coûts de recyclage des eaux de rinçage d'un site industriel, permet une comparaison avec les coûts supportés au niveau d'un site utilisant des « rinçages morts ». La rentabilité de l'installation de rinçage en débordement, dont les eaux sont recyclées par l'intermédiaire d'une station de déminéralisation, est alors aisée à déterminer sur la base d'un benchmarking.

4.2.3 Réponse à l'hypothèse de recherche

Nous ne sommes pas en mesure de répondre à la quatrième hypothèse de recherche que nous avons formulée (2.3.2.2 – p154). Il semble toutefois qu'il est possible, d'utiliser les informations obtenues lors du déploiement d'une comptabilité environnementale et de ses outils sur un périmètre spécifique, afin d'orienter d'autres sites mettant en œuvre des activités similaires vers la création de valeur.

Finalement, à défaut d'apporter une réponse claire à notre dernière hypothèse de recherche, nous effectuons une conjecture :

Nous conjecturons que le déploiement d'études de cas similaires à celle menée dans le cadre de nos recherches, permet d'orienter la gestion de l'environnement vers la création de valeur. Il conviendra de réaliser une étude de cas pour chaque activité considérée comme fortement impactante sur l'environnement. Il est possible pour cela de se baser sur les Aspects Environnementaux Significatifs de l'entreprise, qui ont été identifiés lors du déploiement du Système de Management de l'environnement basé sur la norme ISO 14001.

Nous nous basons finalement sur cette hypothèse pour effectuer notre recommandation finale.

4.3 Recommandations

4.3.1 Le déploiement sur des sites pilotes

La première tâche consiste à dresser une liste des sites pilotes qui doivent être étudiés par l'intermédiaire de différentes études de cas. Pour cela, il convient d'obtenir la liste des Aspects Environnementaux Significatifs (AES) globalement à l'entreprise. Ces aspects environnementaux sont, dans le système de management de l'environnement, nécessairement liés aux activités en étant à l'origine.

L'observation de la liste des sites industriels de l'entreprise et des activités qu'ils mettent en œuvre doit alors permettre de sélectionner le nombre minimum de sites à évaluer à travers des études de cas afin de couvrir l'ensemble des activités ayant des aspects environnementaux significatifs.

4.3.1.1 L'estimation des coûts environnementaux d'un site industriel

Nous pensons qu'il est utile, avant d'observer très précisément les coûts liés à une activité spécifique, d'estimer les coûts environnementaux globalement au périmètre du site auquel elle est incorporée.

Nous recommandons pour cela de partir du système comptable et de faire appel aux autres documents et systèmes de suivis exploitables, afin d'estimer les catégories de coûts définis dans une comptabilité de gestion environnementale (EMA) :

- Coûts d'achat des matières incluses dans les produits.
- Coûts d'achat des matières ne constituant pas un sortant sous la forme d'un produit.
- Coûts de gestion et de contrôle des déchets, effluents et émissions.
- Coûts de la prévention et du management de l'environnement.

L'estimation de ces catégories de coûts doit en outre déjà permettre de percevoir quelles sont les activités qui sont à l'origine de la majorité des coûts environnementaux.

4.3.1.2 L'estimation des coûts des aspects environnementaux significatifs

Une fois l'estimation des coûts environnementaux du site industriel effective, ceux engendrés par les activités présentant des aspects environnementaux significatifs doivent être évalués. Cette approche « bottom-up » (de bas en haut) vient donc compléter l'approche « top-down » (de haut en bas) initiée par la réalisation d'une photographie des coûts environnementaux du site industriel.

L'estimation des coûts environnementaux d'une activité spécifique nécessite la mise en place d'une comptabilité des flux de matières et d'énergie. Il est à noter que pour plus de précision, des coûts de production plus généraux peuvent y être incorporés.

Les coûts estimés peuvent être réinjectés dans la structure de coûts définie dans la comptabilité environnementale de gestion. L'un des objectifs reste toutefois la mise en avant des paramètres clés qui influencent conjointement performances environnementale et économique. La quantification des effets qu'ont des variations de ces paramètres sur les performances, doit compléter le jeu de données obtenu.

Toutes ces informations devront à terme permettre la modification du système comptable du site industriel : des nouvelles clés de répartition pourront par exemple être utilisées et le suivi des paramètres importants pourra être effectué par son intermédiaire.

4.3.1.3 L'estimation des évolutions futures des coûts environnementaux

L'estimation des évolutions temporelles des coûts environnementaux liés aux activités ayant des aspects environnementaux significatifs s'appuie d'une part sur les résultats obtenus (associés avec l'évolution conjecturée de l'activité de production) et d'autre part sur une étude supplémentaire.

Cette dernière doit permettre l'incorporation des risques réglementaires et de marché dans l'évolution des coûts environnementaux. Il conviendra de centraliser le pilotage de ces évaluations au niveau du département environnement : nous recommandons ainsi, de construire une base de données à travers laquelle les évolutions de certains prix estimées par un groupe de projet (prix du gaz naturel par exemple) et les possibles conséquences des réglementations conjecturées par un autre groupe de projet (arbre des événements de la réglementation REACh par exemple), seront disponibles.

Enfin, dans le cas où l'entreprise souhaite incorporer les coûts intangibles, il est nécessaire d'intégrer des financiers lors de leur estimation.

4.3.1.4 L'estimations des coûts et bénéfices des voies d'amélioration potentielles

L'estimation des effets induits par des actions d'amélioration sur les performances environnementale et économique s'effectue sur la base des résultats obtenus par déploiement des études de cas.

Il semble en revanche utile de mutualiser la veille technologique afin que celle-ci soit la plus efficace possible. Cette veille technologique doit induire au niveau des sites la constitution de groupes de projets chargés d'évaluer le plus précisément possible les coûts non récurrents nécessaires au déploiement des actions d'amélioration (R&D et investissements).

Finalement, sur la base de toutes ces données, les rentabilités des actions d'amélioration sont évaluées. Ces évaluations doivent être le fruit de réflexions communes entre financiers et acteurs de l'environnement et pourront impliquer des simulations de Monté Carlo. Il est possible de n'inclure les coûts intangibles qu'à ce moment là.

4.3.2 La mise en place d'un benchmarking

4.3.2.1 Le déploiement d'une comptabilité environnementale étendue

L'étape qui vient naturellement compléter ces études de cas, déployées sur des sites industriels bien spécifiques, est la mise en place d'une comptabilité environnementale étendue à toute l'entreprise.

La démarche que nous proposons est d'effectuer une dissémination des systèmes de mesure et de suivi des performances qui ont été dimensionnés suite aux études de cas réalisées. Il est en effet probable, que les paramètres identifiés comme influençant conjointement les performances environnementale et économique soient les mêmes pour toute activité similaire. Une comparaison des performances entre deux sites industriels ne pourra alors être réalisée que si ces paramètres clés sont suivis sur chaque site.

4.3.2.2 Benchmarking inter sites et inter technologies

L'objectif d'une comptabilité environnementale étendue est également, à terme, de permettre la comparaison des coûts environnementaux supportés par les différents sites industriels.

L'observation pour des activités similaires des différents niveaux de coûts supportés, ainsi que des influences qu'ont les divers facteurs clés mis en avant devrait permettre de déterminer quels sont les systèmes les plus efficaces. Il est bien évident, qu'une dissémination des bonnes pratiques en serait l'une des conséquences

En plus de cela, la connaissance précise des coûts environnementaux globalement supportés devrait faciliter l'estimation des coûts et bénéfices engendrés par les actions d'amélioration. Enfin, ce même système pourrait permettre un suivi et un enregistrement au cours du temps des effets des actions environnementales.

4.3.3 Synthèse

Nous présentons finalement sous la forme d'un schéma le système que nous recommandons pour la mise en place d'une comptabilité environnementale étendue.

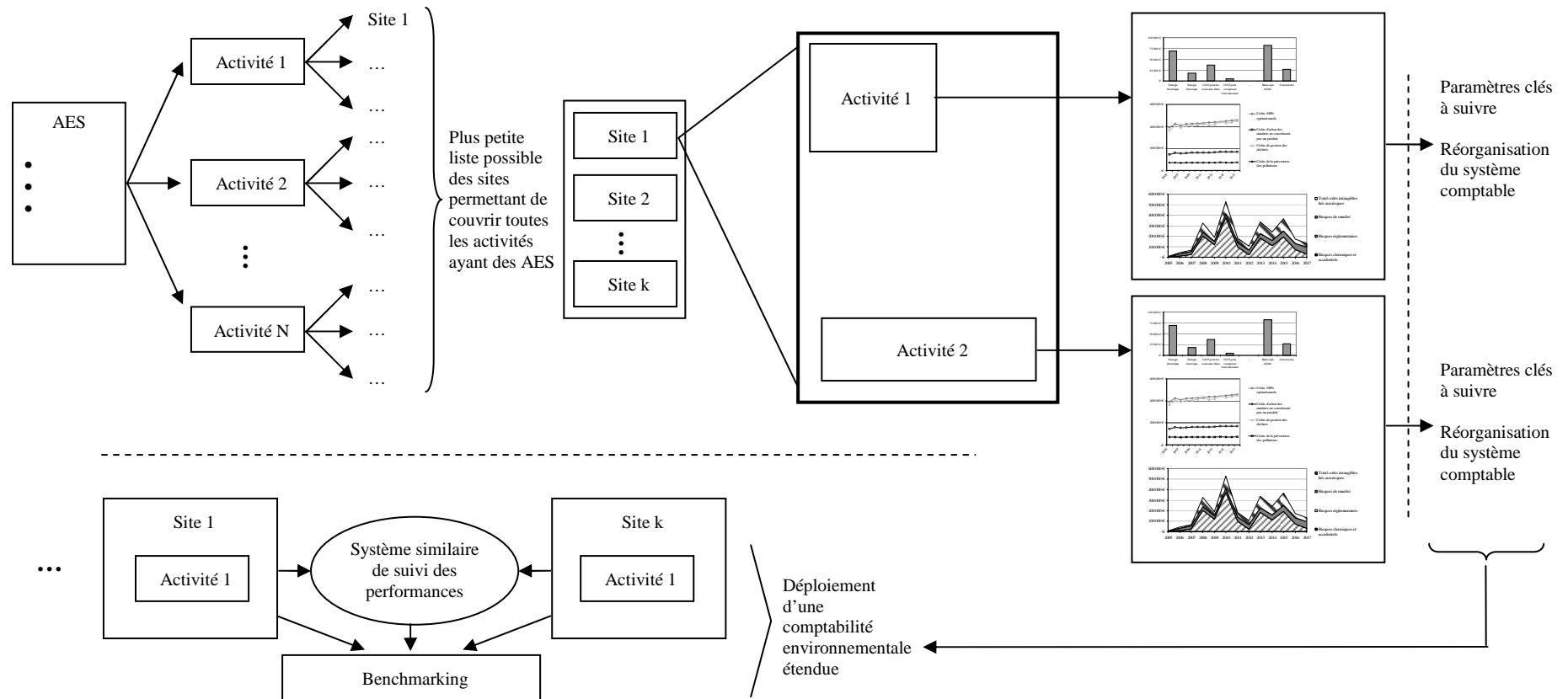


Figure 79 – Le déploiement d'une comptabilité environnementale étendue, synthèse

Conclusion générale

Réponse à la question de recherche

Nos travaux permettent de répondre à la question de recherche formulée (3.6 – p102), par la proposition d'un système de gestion des données environnementales à travers lequel l'entreprise sera à même d'identifier les situations « *win-win* » qui permettent d'augmenter conjointement les performances environnementale et économique.

Ce système repose sur une comptabilité environnementale permettant de suivre les enjeux stratégiques de la gestion de l'environnement. Ces enjeux auront été préalablement identifiés, par déploiement sur les activités constituant des aspects environnementaux significatifs pour l'entreprise, d'études de cas mettant en oeuvre des outils d'analyse des coûts environnementaux présents et futurs : Comptabilité des flux de matières et d'énergie (MFA), Activity Based Costing, Total Costs Assessment. Un appui sur veille réglementaire poussée est en outre nécessaire.

Cette comptabilité de gestion environnementale ainsi dimensionnée permet de suivre les paramètres environnementaux identifiés comme stratégiques : ceux-ci sont constitués des facteurs liant performances environnementale et économique et des facteurs de risques ayant des impacts économiques importants. L'intérêt majeur du système recommandé est qu'il permet de quantifier précisément les effets induits sur les performances environnementale et économique, par des variations des facteurs stratégiques. Ces informations permettent en outre d'estimer aisément les conditions de rentabilité de toute action de préservation de l'environnement.

L'orientation des actions de préservation de l'environnement vers la création de valeur, ne peut toutefois être effective que par la mise en oeuvre d'une veille technologique poussée et par l'appui de groupes de projets évaluant plus précisément la rentabilité des alternatives.

L'apport de la démarche d'évaluation de l'investissement

Nous avons, dans le cadre de notre étude de cas, mis en oeuvre une démarche d'analyse d'investissement prenant en compte un horizon temporel et un périmètre de coûts élargis.

Les méthodes TCA (4.2.3 – p191) mises en oeuvre (approche moyenne et simulation de Monté Carlo), nous semblent particulièrement adaptées aux évaluations de projets de prévention des pollutions. Elles fournissent en effet, une analyse précise des différents effets induits par la stratégie d'amélioration de l'environnement envisagée qui permet de faire face aux barrières classiquement rencontrées par ce type de projets : les incertitudes sont observées, l'influence des pressions réglementaires est quantifiée et des repères financiers de rentabilité sont fournis. Dans notre étude nous n'avons toutefois, pour des raisons de faisabilité, pas considéré les

conséquences techniques (4.2.3.1 – p192) qui constituent pourtant l'un des enjeux majeurs d'un tel investissement. Nous reviendrons sur ce point dans le paragraphe dédié aux limites de nos recherches.

Il reste qu'au delà des enjeux techniques, le cadre d'évaluation que nous avons proposé permet la prise de décision en toute connaissance de cause, ce qui finalement est l'objectif recherché : la contribution du facteur « réglementation » à la rentabilité du projet est évaluée (Tableau 65 – p307), les facteurs qui influencent le plus cette dernière sont identifiés (Tableau 66 – p308), un encadrement de la rentabilité moyenne attendue pour le projet est fourni (Figure 72 – p309) et les intervalles possibles pour cette dernière sont associés à des niveaux de probabilité (3.2.2.1 – p315).

Nous précisons tout de même que les paramètres intangibles (1.5.2 – p264) que nous avons évalués monétairement sont associés à une forte incertitude, non estimable. La question de la pertinence de leur quantification est alors posée et nous n'y avons pas précisément apporté de réponse.

Discussions générales sur l'efficacité réglementaire

Nous rappelons que notre évaluation démontre une bonne rentabilité du projet surtout au regard du niveau élevé de l'investissement et de la durée importante de la démarche de Recherche et Développement. Il convient cependant de noter que sans le risque d'interdiction de la technologie, la rentabilité du projet n'est pas assurée.

Nous sommes donc dans un cas où la création de valeur dépend de la réglementation. Il n'est donc pas garanti que globalement à l'économie (au delà de l'entreprise), l'amélioration environnementale soit accompagnée d'une augmentation de la performance économique. Nous rappelons que nous avons mis en avant comme conditions suffisantes à l'amélioration conjointe de ces deux performances (3.2.3.2 – p72), l'utilisation de réglementations économiquement efficaces, l'existence d'une structure de marché favorable et la disponibilité de technologies efficaces non utilisées.

Dans le contexte de notre étude de cas, une technologie efficace et non utilisée existe effectivement, mais cette efficacité n'est pas suffisante pour garantir à elle seule la rentabilité de l'investissement. La structure de marché n'est, quant à elle, pas extrêmement favorable au développement de la technologie, puisque les opportunités de revenus liées à la cession de licences d'exploitation sont faibles du fait de l'utilisation très spécifique de la technologie concernée (presque uniquement limitée au secteur aéronautique).

La réglementation n'est donc peut être pas efficace économiquement, puisque seul le risque d'interdiction (réglementation REACh) permet de rentabiliser le projet de substitution. La seule manière d'effectivement trancher quant à l'efficacité réglementaire serait la réalisation d'une Analyse Coût-Bénéfice (1.5.1 – p30) dans laquelle le surcoût lié à l'investissement serait comparé

aux avantages induits pour l'environnement et la santé (diminution des coûts externes). Il reste que l'estimation monétaire, réalisée dans notre étude sur le périmètre de l'entreprise (travailleurs), de la diminution des risques chroniques laisse penser que les risques supprimés sont relativement faibles. La bonne maîtrise du précédent procédé, laisse ainsi supposer que les gains sanitaires induits par la substitution, sont relativement faibles et donc que les résultats de l'Analyse Coût-Bénéfice ne sont pas nécessairement positifs.

Les limites de la recherche

Notre étude comporte de nombreuses limites. Nous nous attachons à décrire celles que nous considérons comme étant les principales.

En premier lieu, nous n'avons, pour des raisons évidentes de simplification, pas intégré les enjeux techniques dans notre évaluation. Ceux-ci peuvent pourtant s'avérer fondamentaux et les incertitudes qui y sont liées peuvent être perçues comme des coûts très importants par les financiers. Pour rappel, notre hypothèse simplificatrice consiste à considérer que le niveau de protection contre la corrosion conféré par le procédé est le même que celui de l'ancien traitement. Nous précisons toutefois que, comme nous l'avons déjà signalé, les résultats de notre étude doivent être intégrés lors de la prise de décision à d'autres paramètres, parmi lesquels, les enjeux techniques.

En liaison avec le point précédent, il eut été intéressant de considérer l'effet de la substitution, sur les performances économique et environnementale, sur tout le cycle de vie des pièces traitées. Cependant l'hypothèse qui consiste à considérer l'efficacité du nouveau traitement comme étant identique au précédent implique également une identité des procédures de maintenance. L'impact sur le cycle de vie est donc considéré comme nul. Il faut toutefois préciser que la substitution de l'OAC implique également une substitution de la peinture appliquée (4.2.3.1 – p192). L'intégration dans l'évaluation, du remplacement de la peinture (chromatée) par une nouvelle (sans Cr(VI)), aurait été d'un grand intérêt. Ceci aurait néanmoins nécessité le déploiement d'une étude de cas similaires sur les procédés de peinture, ce dont nous n'avons pas eu les moyens.

Le coût associé à la collecte et à l'organisation du suivi des données sur les performances environnementales est une information très importante, que nous n'avons pas estimée dans notre étude. De ce coût, dépend pourtant, la rentabilité du déploiement du système que nous recommandons. Le chiffrage du coût de l'identification, par déploiement d'études de cas, des paramètres clés de la gestion de l'environnement pour l'entreprise, complété par l'estimation des coûts récurrents et non récurrents induits par une refonte du système comptable permettant un suivi et un contrôle adéquat des performances, eut constitué une plus-value non négligeable à nos travaux.

Nous signalons enfin, que notre démarche même, qui se base sur une expérimentation déployée sur un champ réduit entraîne une restriction de l'exploitabilité des résultats.

L'application à un périmètre plus grand aurait été d'une grande utilité d'autant plus que les stratégies de gestion environnementales doivent être considérées à un niveau bien plus élevé que celui du procédé. Pour terminer, notre démarche de recherche souffre d'un manque de confrontation à des financiers et comptables, explicable par la genèse du projet au sein même du département environnement.

Références

- [ACARE, 2004] ACARE, Strategic Research Agenda, Advisory Council for Aeronautics Research in Europe, 2004.
- [ADEME, 1999] Ademe, L'impact économique et l'efficacité environnementale de la certification ISO 14001 / EMAS des entreprises industrielles, Cabinet Paul de Backer, service économie de l'Ademe, 1999.
- [AFNOR, 2004] AFNOR, Entreprise responsable et management : Vers un développement durable », Recueil – Normes et Réglementations, AFNOR, 2004.
- [Berglund et Lindh, 1988] Berglund, R., Lindh, E., Prediction of the mist emission rate from plating baths, Göteborg : Swedish institute of production engineering research, 1988.
- [AIChE, 1998] AIChE., Total Cost Assessment methodology, internal managerial decision tool, American Institute of Chemical Engineers, 1998.
- [AIChE ; CWRT, 2000] AIChE, American Institute of Chemical Engineers', CWRT, Center for Waste Reduction Technologies, Total Cost Assessment Methodology Internal Managerial Decision Making Tool, Arthur D. Little., 2000.
- [Antheaume, 1998] Antheaume, N., Mesure et gestion des dépenses environnementales de l'entreprise, Technique de l'ingénieur, G6510, 1998.
- [Antheaume, 1999] Antheaume, N., L'évaluation des coûts externes - De la théorie à la pratique : Interrogation sur l'évolution de la comptabilité sociale et sur sa place parmi d'autres systèmes d'information au sein de l'entreprise, Thèse de doctorat, Université de Nice Sophia-Antipolis, Institut d'Administration des entreprises, 1999.
- [Antheaume, 2006] Antheaume, N., Full cost accounting: Adam Smith meets Rachel Carson?, Chapter 11, Full cost accounting, 2006.
- [Antheaume et Christophe, 2005] Antheaume, N., Christophe, B., La comptabilité environnementale : des outils pour évaluer la performance écologique, E-theque.com, ISBN 2-7496-0099-5, 2005.
- [Antheaume et Teller, 2000] Antheaume, N., Teller, R., Quel regard vers d'autres formes de comptabilité : comptabilité sociétale et environnementale, Faire de la recherche en comptabilité financière, FNECG, 2000.
- [Barde, 1992] Barde, J. P., Economie et politique de l'environnement, 2ème édition, PUF, 1992.
- [Baret, 2005] Baret, P., Evaluation de la performance globale des entreprises : quid d'une approche économique ?, Actes du 3ème congrès de l'ADERSE sur la responsabilité sociale de l'entreprise, Lyon, 2005.
- [Bellini, 1997] Bellini, B., Stratégie d'environnement des sites de production, Technique de l'ingénieur, G6750_10_1997, 1997.
- [Béllini et Delattre, 2005] Béllini B., Delattre E., L'impact boursier des incidents environnementaux : incitatif à l'intégration de la démarche RSE dans l'entreprise?, actes du 3ème congrès de l'ADERSE sur la responsabilité sociale de l'entreprise, Lyon, 2005.
- [Biecker et al., 2002] Biecker, T., Dyllick, T., Gminder, C.U., Hockerts, K., Towards A Sustainability Balanced Scorecard Linking Environmental and Social Sustainability to Business Strategy, INSEAD, CMER, 2002.
- [Blin-Fancomme, 2005] BLIN-FRANCHOMME, M. P., Les accords environnementaux et la RSE : bilan et perspectives juridiques des démarches volontaires contractuelle en matière d'environnement, Actes du 3ème congrès de l'ADERSE sur la responsabilité sociale de l'entreprise, Lyon, 2005.
- [Blouet et Rivoire, 1995] Blouet, A., Rivoire, E., L'Ecobilan, les produits et leurs impacts sur l'environnement, Paris, Dunod, 1995.
- [Boiral, 2003] Boiral, O., Stratégies de dépollution et compétitivité : Pour une approche contingente de « l'hypothèse de Porter », XII^{ème} Conférence de l'Association Internationale de Management Stratégique, Carthage, 2003.

- [Bougherara, 2003] Bougherara, D., L'écolabellisation : Un instrument de préservation de l'environnement par le consommateur?, Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, U.F.R. de sciences économiques, 2003.
- [Boyd, 98] Boyd, J., Searching for the Profit in Pollution Prevention: Case Studies in the Corporate Evaluation of Environmental Opportunities, Resources for the Future, US EPA, 62p, 1998.
- [Brillaud, 2005] Brillaud, M.A., Evaluation des risques sanitaires liés au secteur des traitements de surface : identification des spécificités du domaine et étude d'un cas type, Mémoire de l'Ecole Nationale de la Santé Public, INERIS, 67p, 2005.
- [Bureau et Mougeot, 2004] Bureau, D., Mougeot, M., Politiques environnementales et compétitivité, la documentation française, ISBN : 2-11-005819-6, 2004.
- [Cagno et al., 2005] Cagno, E., Trucco, P., Tardini, L., Cleaner production and profitability: analysis of 134 industrial pollution prevention (P2) project reports, Journal of Cleaner Production 13, 593-605, 2005.
- [Capron, 2004] Capron, M., Quairel-Lanoizelée, F., Mythes et réalité de l'entreprise responsable, la découverte, 2004.
- [Catina, 2006] Catina, M., Les analyses d'impact en Europe, Journée ICSI-LERNA Analyse Coût-Bénéfice et risque : enjeux et pratiques, 2006.
- [CE, 2001] CE, Recommandation 2001/453/CE de la commission du 30 mai 2001 concernant la prise en considération des aspects environnementaux dans les comptes et rapports annuels des sociétés : inscription comptable, évaluation et publication d'informations, 2001.
- [Chapuis, 2006] Chapuis, P., Prospective de l'environnement, développement durable et stratégies d'entreprises : les différentes lectures de l'environnement, CNAM chaire de prospective industrielle, support de cours PRS 211, 2006.
- [Chapuy, 2003] Chapuy, P., Entreprises et développement durable – Perspectives stratégique des enjeux environnementaux, Cahier du Lipsor, Série recherche n°5, CNAM, 75p, 2003.
- [Christophe, 1989] Christophe, B., Comptabilité et environnement – prise en compte des activités environnementales dans les documents financiers des entreprises, Thèse de doctorat, Paris XII, 502p, 1989.
- [Christophe, 2002] Christophe, B., La comptabilité environnementale - le lexique de l'économie de Bernard Christophe, Les Echos n°18803 du 16 décembre, 2002.
- [Christophe, 2006] Christophe, B., Comptabilité : ses mécanismes, Techniques de l'ingénieur, A4550, 2006.
- [Crabbé, 1997] Crabbé, P., Le développement durable : concepts, mesures et déficiences des marchés et des politiques au niveau de l'économie ouverte, de l'industrie et de l'entreprise, Industrie Canada, 103p, 1997.
- [CWRT, 1999] CRWT, Total Cost Assessment Methodology: Internal Managerial Decision Making Tool, Center for Waste Reduction Technologies, Arthur D. Little, American Institute for Chemical Engineers, 1999.
- [Dimitroff et al., 1998] Dimitroff-Regatschnig, H., Schnitzer, H., A techno-economic approach to link waste minimization technologies with the reduction of corporate environmental costs: effects on the resource and energy efficiency of production, Journal of Cleaner Production, 6:213-225, 1998.
- [Drechsler, 2002] Drechsler, C., Comportement de protection de l'environnement et performances de l'entreprise industrielle : proposition d'une théorie particulière du processus de décision d'investissement environnemental, Thèse de doctorat, Ecole des Hautes Etudes Commerciales, 2002.
- [Dupraze-Lagarde et al., 2004] Dupraze-Lagarde, S., Poimboeuf, H., Développement durable : implications pour l'industrie, Technique de l'ingénieur, G200, 2004.
- [EC, 2005] EC, Impact Assessment Guidelines, European Commission, SEC(2005) 791, 2005

- [ECB, 2003] ECB, 2nd edition of the Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances following European Regulations and Directives, European Chemical Bureau, 2003.
- [ECB, 2005] ECB, European Union Risk Assessment Report - chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate, European Chemical Bureau, 426p, 2005.
- [EC BREF, 2005] EC BREF, BAT REFERENCE document - for the surface treatment of Metals and plastics, European Community, 2005.
- [Elkington, 1997] Elkington, J., Cannibals With Forks: The Triple Bottom Line of 21st Century Business, Capstone, Oxford, 1997, 402 pp, A book review, Journal of Business Ethics 23: 229–231, 2000.
- [EPE, 2002] EPE, Méthode d'évaluation des politiques environnementales, Entreprises pour l'environnement, 136p, 2002.
- [Epstein et al., 1997] Epstein, M.J., Roy, M.J., Integrating Environmental Impacts into capital Investment decisions. Greener management International, 17, 69-87, 1997.
- [Epstein et al., 2000] Epstein, M.J., Roy, M.J., Strategic Evaluation of Environmental Projects in SMEs, Environmental Quality Management, 37-47, 2000.
- [Faucheux ; Noël, 1995] Faucheux, S., Noël, J. F., Economie des ressources naturelles et de l'environnement, Armand Colin, 1995.
- [FEE, 1999] FEE, Review of International Accounting Standards for Environmental Issues, Fédération des Experts Comptables Européens, 1999.
- [Feldman et al., 1996] Feldman, S.J., Soyka, P.A., Ameer, P., Does improving a firm's environmental management system and environmental performance result in a higher stock price?, ICF Kaiser International Inc, 1996.
- [FIM ; GIFAS, 2005] FIM, GIFAS, INERIS, SATS, Atelier de Traitement de Surface & prévention des risques technologique, guide de classement dans la nomenclature des Installations classées, 73p, 2005.
- [Finnveden, 2005] Finnveden, G., Moberg, A., Environmental Systems analysis tools: an overview, Journal of cleaner production, 13:1165-1173, 2005.
- [Freeman, 1983] Freeman, R.E., Reed, D.L., Stockholders and stakeholders: a new perspective on Corporate Governance, California management Review, 1983, p88-106, 1983.
- [Freimann et Walther, 2001] Freimann, J., Walther, M., The impacts of corporate environmental management systems: a comparison of EMAS and ISO 14001, Greener Management International, No.36, pp.91-103, 2001.
- [Friedman, 1970] Friedman, M., The Social Responsibility of Business is to increase its Profits, New York Times Magazine, New York Times Company, 8p, 1970.
- [Gale, 2006] Gale, R., Environmental Costs at a Canadian paper mill: a case study of Environmental Management Accounting (EMA), Journal of Cleaner Production, 14:1237-1251, 2006.
- [Gondran, 2001] Gondran, N., Système de diffusion d'information pour encourager les PME-PMI à améliorer leurs performances environnementales, Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 2001.
- [Gray 2001] Gray, R., Bebbington, J., Accounting for the environment, Second Edition, ACCA, 2001.
- [Hamschmidt et Dyllick, 2001] Hamschmidt, J., Dyllick, T., ISO 14001: profitable? Yes! but is it eco-effective?, Greener Management International, No.36, pp.43-54, 2001.
- [Harrington et al., 1999] Harrington, W., Morgenstern, R.D., Nelson, P., On the Accuracy of Regulatory Cost Estimate, Resources for the future, Discussion paper 99-18, 44p, 1999.
- [Harscoet et al., 2007] Harscoet, E., Froelich, D., Use of LCA to evaluate the environmental benefits of substituting Chromic Acid Anodising (CAA), Journal of Cleaner Production, 2007.
- [Hart et Ahuja, 1996] Hart, S., Ahuja, G., Does It Pay To Be Green? An Empirical Examination of the Relationship between Emission Reduction and Firm Performance, Business, Strategy and the Environment, 5, 30-37, 1996.

- [Hoffman, 2000] Hoffman, J., *Competitive Environmental Strategy – A guide to the changing business landscape*, Island press, 2000.
- [IFAC, 2005] IFAC, *International Guidance on Environmental Management Accounting*, Savage, D., EMARIC, Jasch, C., IÖW, IFAC, 2005.
- [INERIS, 2005] INERIS, *Chrome et ses dérivés*, INERIS –DRC-01-05590-00DF253, INERIS, 2005.
- [INRS, 1996] INRS, *Cuves de traitement de surface - Performance de captage des fentes d'aspiration*, ND 2030, 18p, 1996.
- [INRS, 1998] INRS, *Atelier de traitement de surface – Prévention des risques chimiques*, INRS, ISBN 2-7369-0714-8, 65p, 1998.
- [INRS, 2001] INRS, *Le guide pratique de ventilation n°2 – Cuves de traitement de surface*, ED651, 23p, 2001.
- [INRS, 1004] INRS, *Les maladies professionnelles, Guide d'accès aux tableaux du régime général et du régime agricole de la sécurité sociale*, 2004.
- [IUCN, 1980] IUCN, *World Conservation Strategy*, International Union for the Conservation of Nature, Gland, 1980.
- [Janin, 2000] Janin, M., *Démarche d'Eco-Conception en entreprise, un enjeu : construire la cohérence entre outils et processus*, Thèse de doctorat, ENSAM Chambéry, 2000.
- [Japan, 2000] Japan Environmental Agency, *Developping an Environmental Accounting System, Study group for Developing a System for Environmental Accounting*, Environment Agency, Japan, 2000.
- [Japan, 2001] Japan ministry of the environment, *Environmental Accounting Guidebook II*, 2001.
- [Jasch, 2003] Jasch, C., *The use of Environmental Management Accounting (EMA) for identifying environmental costs*, *Journal of Cleaner Production*, 11:667-676, 2003.
- [Jordan et al., 2003] Jordan, A., Wurzel, R, Zito, A., *New instruments of environmental governance: patterns and pathways of change*, *Environmental Politics* 12 (1), 1-26, 2003.
- [Kaplan et al., 1988] Kaplan R.S., Johnson, T., *The Rise & Fall of Management Accounting*, Harvard Business School Press, Boston, 1988.
- [Kabongo, 2004] Kabongo, J., *Intégrer économie et écologie : le cas de l'industrie canadienne*, *Vertio – la revue des sciences et de l'environnement*, Vol 5, 2004.
- [Khalifa, 2002] Khalifa, K., *Méthode d'évaluation économique des dommages de l'environnement*, *Technique de l'ingénieur*, G 1040, 9p, 2002.
- [Kincaid et al., 1996] Kincaid, L.E., Davis, G.A., *Cleaner Technologies Substitutes Assessment (CTSA): A Methodology and Resource Guide*, EPA744-R-95-002. USA, 1996.
- [Kincaid et al., 1998] Kincaid, E., Geibig, J-R., *Printed Wiring Board Cleaner Technologies Substitutes Assessment: Making Holes Conductive*, Design for the environment US EPA program, 401p, 1998.
- [Kokuryo, 2003] Kokuryo, Y., *Material Flow Cost Accounting, Case Study II: Shionogi*, IGES KANSAI research project, *Proceedings of International Synopsium on Environmental Accounting*, Osaka, 2003.
- [Kowalsky et al., 2005] Kowalsky, Z., Kulczycka J., Wzorek Z., *Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland*, *Journal of Cleaner Production*, 10p, 2005.
- [KPMG, 2005] KPMG, *REACH - further work on impact assessment: A case study approach*, KPMG Business Advisory Services, 2005.
- [Kuo et Wang, 2002] Kuo, Y-M., Wang, C-S., *Effect of rise distance on droplets generated from bubble bursting on the surface of chromic acid solutions*, *AIHA journal American Industrial Hygiene Association*, 6p, 2002.
- [Lafontaine, 2003] Lafontaine, J.P., *Les techniques de comptabilité environnementale, entre innovations comptables et innovations managériales*, *Comptabilité Contrôle Audit*, 2003.
- [Laforest, 1999] Laforest, V., *Technologies propres : Méthodes de minimisation des rejets et de choix des procédés de valorisation des effluents. Application des ateliers de traitement de surface*, Thèse de doctorat, INSA Lyon, Ecole de Mines de Saint Etienne, 276p, 1999.

- [Loubeau et Carré, 98] Loubeau, P., Carré, C., calcul des coûts de chauffage pour les bains de traitement de surface, AIRBUS France, étude interne, 1998.
- [Levet, 2002] Levet, A. L., Impact économique des politiques environnementales : les effets sur les coûts et la compétitivité des entreprises aéronautiques, Thèse de doctorat, Université Pantheon-Assas Paris II, 2002.
- [Lumina, 2004] Lumina, Analytica User Guide, Analytica for Windows, Version 2.0, Lumina Decision System, 2004.
- [Mas-Colell et al., 1995] Mas-Colell, A., Whinston, M. D., Green, J. R., Microeconomic theory, Oxford University Press, 1995.
- [Morgenstern et al., 1998] Morgenstern, R.D., Pizer, W.A., Shih J., The Cost of Environmental Protection, Discussion Paper 98-36, Resources for the future, 1998.
- [Mortureux, 2002] Mortureux, Y., Analyse Préliminaire de Risques, Techniques de l'ingénieur, SE 4010, 10p, 2002.
- [Munkøe et al., 2006] Munkøe, L., Harbak, L., Juhl, P., Waste reduction program in Danisco A/S, Proceedings of 8th international conference of the EMAN network, Gratz, 2006.
- [Murphy, 2002] Murphy, C.J., The Profitable Correlation between Environmental and Financial Performance: A Review of the Research, Light Green Advisors, Inc, 2002.
- [Myrick-Freeman, 2002] Myrick-Freeman A., Environmental Policy Since Earth Day I: What Have We Gained? , Journal of Economic Perspectives, n°16-1, pp. 125- 146, 2002.
- [Navarro, 1993] Navarro, A., et al. Gestion et traitement des déchets. Techniques de l'ingénieur, traités généralités et construction. A8660-C4260, 1993.
- [NEWMOA, 1994] Northeast Waste Management Officials Association, Improving Your Competitive Position: Strategic and Financial Assessment of Pollution Prevention Projects - Training manual and Instructor's guide. NEWMOA, Boston, 1994.
- [Norris, 2001] Norris, G.A., Integrating Life Cycle Cost Analysis and LCA, International Journal of LCA, 118-120, 2001.
- [Norris, 2004] Norris, G.A., TCAce : Total Cost Assessment Tool - Using TCAce, Sylvatica, 2004.
- [OCDE, 2001] OCDE, Environmentally Related Taxes in OECD Countries: Issues and Strategies, OCDE, Paris, 2001.
- [OCDE, 2003] OCDE, Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement, OCDE, Paris, 2003.
- [Pearce, 1987] Pearce, D., Foundations of an ecological economics, Ecological Modelling, Volume 38, Issues 1-2, Pages 9-18, 1987.
- [Pegman et al., 1992] Pegman, R.C., Pilat, M., Airborne Particulate Emissions from a Chromic Acid Anodizing Process Tank, Journal of the Ait & Waste Management Association, Vol 42, N°3, pp303-308, 1992.
- [Plüss, 2000] Plüss, S., Le développement durable : Rupture et continuité paradigmatique avec la conception classique du développement, Mémoire de licence - Département de Sociologie Faculté des Sciences Sociales et Economiques Université de Genève, 2000.
- [Porter et Van der Linde, 1995] Porter, M.E., Van der Linde, C., Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship, Journal of Economic Perspectives, 9, 97-118, 1995.
- [Rennings et al., 2003] Rennings, K., Ziegler, A., Ankele, K., Hoffmann, E., Nill, J., The Influence of the EU Environmental Management and Auditing Scheme on Environmental Innovations and Competitiveness in Germany: An Analysis on the Basis of Case Studies and a Large-Scale Survey, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung GmbH Discussion Paper No. 03-14, 2003.
- [Roux, 2005] Roux, M., Finance éthique : structures, acteurs et perspectives en France, Université Paris 13, CEPN, actes du 3ème congrès de l'ADERSE sur la responsabilité sociale de l'entreprise, Lyon, 2005.
- [Saadaoui, 2005] Saadaoui, K., La performance financière de l'ISR. Une revue de littérature, Université Paris Sud 11, actes du 3ème congrès de l'ADERSE sur la responsabilité sociale de l'entreprise, Lyon, 2005.

- [Safrany, 1990] Safrany, J.S., Anodisation de l'aluminium et de ses alliages, technique de l'ingénieur, M1 160, 22p, 1990.
- [Saint-Paul, 2004] Saint-Paul, G., Fiscalité environnementale et compétitivité, dans politiques environnementale et compétitivité, la documentation française, 2004.
- [Schaltegger et Synnestvedt, 2002] Schaltegger, S., Synnestvedt, T., The Link Between « Green » and Economic Success - Environmental Management as the Crucial Trigger between Environmental and Economic Performance, Journal of Environmental Management, 65, pp. 339-346, 2002.
- [Schaltegger et Wagner, 2004] Schaltegger, S., Wagner, M., The influence of Corporate Environmental Strategy choice on economic and environmental in EU Manufacturing: an empirical analysis, EMAN 2004 conference, Luneburg, 2004.
- [Seebacher, 2003] Seebacher, U., Windsperger, A., Oehme, I., Steinlechner, S., Suschek-Berger, S., Product-related Environmental Information Systems in Austrian Companies, Proceedings of the international summer academy on technology studies, Corporate sustainability, 2003.
- [SETAC, 1993] SETAC, Guidelines for Life Cycle Assessment: A "code of practice". Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Brussels, 1993.
- [Suh, 2000] Suh, S., Integrating Cost Information Into Alternative Evaluation For Pollution Prevention: An application of Life Cycle Assessment For An Electromagnetic Wave Filtering Device, M.S. Thesis, Ajou University, Korea, 2000.
- [Treich, 2005] Treich, N., L'Analyse Coût-Bénéfice de la prévention des risques, version préliminaire LERNA-INRA, Université de Toulouse, 52p, 2005.
- [UN, 1987] UN, Report of the world Commission on Environment: Our Common Future, United Nations - Development and international economic cooperation: Environment, A/42/427, 318p, 1987.
- [UN, 2001] United Nations, Environmental Management Accounting: Procedures and Principles, United Nations Division for Sustainable Development, 2001.
- [US, 1990] US Congress, Pollution Prevention Act, 42 U.S.C., Sect. 13106, 1990.
- [US EPA, 1984] EPA, Locating and estimating air emissions sources of chromium, Office of Air Radiation, EPA-450/4-84-007g, 235p, 1984.
- [US EPA, 1989] EPA, Locating and estimating air emissions sources of chromium (supplement), Office of Air Radiation, EPA-450/2-89-002, 51p, 1989.
- [US EPA, 1992] US EPA, Guidelines for Exposure Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/Z-92/001, 1992.
- [US EPA, 1995] US EPA, An introduction to Environmental accounting as a business management tool: key concepts and terms, EPA, 1995.
- [US EPA, 1996a] US EPA, Valuing Potential Environmental Liabilities for Managerial Decision-Making: A Review of Available Techniques, EPA 742-R-96-003, 1996.
- [US EPA, 1996b] EPA, Compilation of Air pollutant emission factors – AP42, Environmental Protection Agency, 1996.
- [Vernimmen, 2002] Vernimmen, P., Quiry, P., Le Fur, Y., Finance d'entreprise, Dalloz, 5ème édition, 2002.
- [Verot, 2001] Verot, Y., Démarche générale de maîtrise du risque dans les industries de procédés, Technique de l'ingénieur, AG 4605, 9p, 2001.
- [Wagner, 2002] Wagner, M., The Relationship between environmental and economic performance of firms and the influence of ISO 14001 and EMAS: An empirical analysis and implications for government policy, Paper presented at the 5th Environmental Management Accounting Network Europe (EMAN-Europe) Annual Conference, University of Gloucestershire, Cheltenham, UK, 11-12, 2002.
- [Wagner, 2003a] Wagner, M., An Analysis of the Relationship between Environmental and Economic Performance at the Firm Level and the Influence of Corporate Environmental Strategy Choice, PhD dissertation, Northeim, 2003.

- [Wagner, 2003b] Wagner M., The Porter hypothesis revisited: a literature review of theoretical models and empirical tests, Center for Sustainability Management, University of Lueneburg, 2003.
- [Wagner, 2003c] Wagner, B., Developments of Material Flow Cost Accounting in Germany, Proceedings of International Synopsium on Environmental Accounting, Osaka, 2003.
- [Wagner et al., 2003] Wagner, M., Tyteca, D., Hertin, J., Berkhout, F., Assessing the Link between Environmental Management Systems and the Environmental Performance of Companies: An Eco-Efficiency Approach, Proceedings of the 2003 Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change, Governance for Industrial Transformation, pp. 459 – 478, 2003.
- [Watson et Emery, 2004] Watson, M., Emery, A.R.T., Environmental management and auditing systems - the reality of environmental self-regulation, Managerial Auditing Journal, Vol.19 N7, 916-928, 2004.
- [WBCSD, 2000] WBCSD, Eco-efficiency: creating more value with less impact, World Business Council for Sustainable Development, 2000.
- [WBSD, 1996] WBCSD, World Business Council for Sustainable Development, Environmental Performance and Shareholder Value, 1996.
- [Weber, 2004] Weber, O., The Influence of SRI Funds on the Environmental Performance of Firms, EMAN 2004 conference, Luneburg, 2004.
- [Weizsäcker et al., 2002] Weizsäcker, E. U., Lovins, A. B., Lovins, L.H., Facteur 4: deux fois plus de bien-être en consommant deux fois moins de ressources – Un rapport au club de Rome, Terre vivante, 320p, 2002.
- [Widheden, 2002] Widheden, J., Methods of environmental assessment, Demonstrate and Assess New Tools for Environmental Sustainability, 2002.
- [Xepapadeas, 1997] Xepapadeas, A., Advanced Principles in Environmental Policy, Edward Elgar Publishers, Cheltenham UK, 1997.

ANNEXES

Annexe 1 – Le modèle des flux physiques

Flux	Valeur estimée	Unité	Flux inducteur	Méthode d'estimation	Niveau d'observation	Fourchette d'estimation ou incertitude	Commentaire
[1] Surface d'aluminium subissant un traitement OAC	X	m ² , nombre de barres ou nombre de pièces	-	-	1 bain d'OAC	-	X = Valeur d'entrée pour notre modèle
[2] Cr(VI) entraîné dans les rinçages	25	g/m ² traité	[6] CrO ₃ ajouté « au fil de l'eau » pour compenser les pertes	Analyses statistiques	1 bain d'OAC	11 < [2] < 35 Forte incertitude	Quantité approximée à celle du rajout ([3] = [6]).
[3] Eau consommée pour le montage des nouveaux bains	33	m ³ /changement de bain	Nombre de changements de bains	Valeur constante, fournie	1 bain d'OAC	Pas d'incertitude notable	-
[4] CrO ₃ (trioxyde de chrome ⇌ anhydride chromique ⇌ oxyde de chrome VI) consommé pour le montage des nouveaux bains	1850	kg/changement de bain	Nombre de changements de bains	Valeur constante, fournie	1 bain d'OAC	Pas d'incertitude notable	-
- Nombre de changements de bains	1/17300	changement de bain/m ² traité	Quantité d'aluminium traitée [1]	Analyses statistiques	1 bain d'OAC	Faible incertitude (analyse statistique satisfaisante)	-
[5] Evaporation d'eau d'un bain	9,2.10 ⁻⁴	m ³ /h de chauffage	Temps pendant lequel le bain est chauffé	Formules théoriques croisées avec un bilan appliqué à la ligne entière	1 bain d'OAC, estimation validée sur la ligne entière	Faible incertitude sur la ligne Incertitude moyenne pour 1 bain d'OAC	$V_e = (0.74 \times e^{(0.0365T - 0.1)} - 1.1) \times S_{cuve} \times t$ avec : V_e = volume d'eau évaporé (L) pendant le temps t , exprimé en heure. T = température du bain en °C S_{cuve} = surface du bain (m ²) Adapté des courbes d'évaporation de bains munis d'aspiration (Breuil, 1985 ³⁴³) [Laforest 99]
- Temps pendant lequel le bain est chauffé	8256	h/an (valeur 2005)	Période annuelle d'arrêt du chauffage	Valeur constante, fournie	Même valeur pour tout bain de la ligne	Pas d'incertitude notable	Une seule coupure annuelle du chauffage à partir de 2005 (3 semaines pour 2005, 2 pour 2006, 1 ensuite)
[6] CrO ₃ ajouté « au fil de l'eau » pour compenser les pertes	25	g/m ² traité	Quantité d'aluminium traitée [1]	Analyses statistiques	1 bain d'OAC	11 < [2] < 35 Forte incertitude	Fourchette déduite des résultats de différentes méthodes
[7] Volumes de bains d'OAC stockés pour traitement externe	34,85	t/changement de bain	Nombre de changements de bains	Valeur constante, fournie	1 bain d'OAC	Pas d'incertitude notable	-

³⁴³ Breuil, J.N., Ministère de l'environnement, Cahiers techniques de la direction de la prévention des pollutions n°18, Traitement de surface et dépollution à la source, Agence de bassin Loire-Bretagne, 1985, 112p.

[8]	Emissions atmosphériques de Cr(VI).	237,5 mg/m ² 6,9 mg/A-h	mg/m ² ou mg/A-h	Quantité d'aluminium traitée [1] ⇔ Quantité d'Ampères-heures consommée pour l'anodisation	Formule théorique issue d'études	1 bain d'OAC	5 < [8] < 22 Forte incertitude	Fourchette déduite des résultats des différentes études références utilisées
[9]	Rejets atmosphériques de Cr(VI) dans l'atelier	0,05	mg/mg émis	Emissions atmosphériques de Cr(VI) [8]	Formule théorique issue d'études	1 bain d'OAC	Forte incertitude	Difficulté d'extrapolation de résultats fournis pour des plages de fonctionnement différentes
[10]	Emissions atmosphériques de Cr(VI) captées par le système de ventilation	0,95	mg/mg émis	Emissions atmosphériques de Cr(VI) [8]	Formule théorique issue d'études	1 bain d'OAC	Forte incertitude	Difficulté d'extrapolation de résultats fournis pour des plages de fonctionnement différentes
[11]	Rejets atmosphériques de Cr(VI) à l'atmosphère	0,01	mg/mg captés	Emissions atmosphériques de Cr(VI) captées par le système de ventilation [10]	Formule théorique issue d'études	1 bain d'OAC	Forte incertitude	Extrapolation de résultats théoriques
[12]	Eau consommée par le laveur d'air	1,54	m ³ /m ³ d'effluents	Effluents générés par le laveur d'air [13] Perte théorique du laveur	Valeur constante, fournie	2 bains d'OAC	Incertitude moyenne	Donnée estimée à partir des effluents générés et des pertes théoriques du laveur
[13]	Effluents générés par le laveur	6,7.10 ⁻²	m ³ /h	Temps pendant lequel le bain est chauffé	Valeur constante, fournie	2 bains d'OAC	Faible incertitude (valeur suivie en interne par un compteur)	Le laveur d'air dédié aux bains d'OAC fonctionne lorsque les bains sont chauffés. La valeur est observée pour les deux bains (un laveur pour 2 OAC)
[14]	Eau de rinçage à recycler	3	m ³ /h	Temps de fonctionnement des rinçages	Valeur constante, fournie	1 bain d'OAC	Faible incertitude (valeur suivie en interne par un compteur)	-
	Temps de fonctionnement des rinçages	1	h/h	Période de fonctionnement de la ligne	Analyses statistiques	Même valeur pour tout bain de la ligne	Incertitude moyenne (régression effectuée sur un échantillon limité)	Nous estimons par l'intermédiaire d'une régression linéaire, les besoins en jours de travail, en fonction du niveau de production annuel
[15a]	Hydroxyde de sodium (NaOH) utilisé pour la régénération des résines	0,258	m ³ /régénération	Nombre de régénérations	Données théoriques et analyses statistiques	Ligne Saturne	Faible incertitude pour la valeur par régénération (contrôle par un compteur)	La réaffectation se fait au prorata du volume recyclé provenant d'un bain d'OAC (1/9)
[15b]	Acide Chlorhydrique (HCl) utilisé pour la régénération des résines	0,363	m ³ /régénération	Nombre de régénérations	Données théoriques et analyses statistiques	Ligne Saturne	Faible incertitude pour la valeur par régénération (contrôle par un compteur)	La réaffectation se fait au prorata du volume recyclé provenant d'un bain d'OAC (1/9)
[16a]	Eau déminéralisée utilisée pour la régénération des résines	31,7	m ³ /régénération	Nombre de régénérations	Données théoriques et analyses statistiques	Ligne Saturne	Faible incertitude pour la valeur par régénération (contrôle par un compteur)	La réaffectation se fait au prorata du volume recyclé provenant d'un bain d'OAC (1/9)

[16b] Eau brute utilisée pour la régénération des résines et le nettoyage des filtres à sable et à charbons actifs	15,8	m ³ /régénération	Nombre de régénérations	Données théoriques et analyses statistiques	Ligne Saturne	Faible incertitude pour la valeur par régénération (contrôle par un compteur)	La réaffectation se fait au prorata du volume recyclé provenant d'un bain d'OAC (1/9)
Nombre de régénérations	<i>Nbre régé</i>	régénérations/m ³ recyclés	Eau de rinçage à recycler [14] Volume d'eau recyclé par cycle	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (régression significative, mais problème de représentativité de l'échantillon)	$nbre\ régé = \frac{m^3\ d'\ eau\ recyclés}{(3500 - 500 \cdot n) \cdot \left[1 - \frac{\Delta(prod) \cdot 0,0537}{m^3\ d'\ eau\ recyclés} \right]}$ <p>$n = \text{âge des résines échangeuses d'ions } [n = \{0,1,2\}]$ $\Delta(prod) = \text{différence entre le niveau de production de l'année étudié et le niveau référence (m}^2\text{)}$</p> <p>La réaffectation se fait en utilisant dans l'équation, le volume d'eau recyclé pour le rinçage associé à un bain d'OAC</p>
Volume d'eau recyclé par cycle	<i>Vol moy</i>	m ³ /cycle	Age des résines Différence entre le niveau de production effectif et le niveau référence	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (régression significative, mais problème de représentativité de l'échantillon)	$Vol\ moy = (3500 - 500 \cdot n) \cdot \left[1 - \frac{\Delta(prod) \cdot 0,0537}{m^3\ d'\ eau\ recyclés} \right]$
[17] Effluents générés par la station de déminéralisation	[15a] + [15b] + [16a] + [16b]	m ³	Consommations pour les régénérations	Bilan matière, croisé avec une mesure annuelle	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (due à l'incertitude sur le nombre de régénérations)	La réaffectation se fait au pro rata du volume recyclé provenant d'un bain d'OAC (1/9)
[18a] Hydroxyde de sodium (NaOH) utilisé pour la neutralisation des effluents traités en station de détoxification	5,62.10 ⁻³	m ³ /m ³ à traiter	Effluents à traiter en station détoxification [17] + [13]	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (résultat représentatif d'une moyenne annuelle)	L'estimation est faite au niveau d'un bain d'OAC si dans les calculs précédents, seuls les effluents liés à sont fonctionnement sont considérés : Eau recyclée uniquement pour le rinçage associé Seule la moitié des effluents du laveur d'air sont considéré
[18b] Acide sulfurique (H ₂ SO ₄) utilisé pour la neutralisation des effluents traités en station de détoxification	0,92.10 ⁻³	m ³ /m ³ à traiter	Effluents à traiter en station détoxification [17] + [13]	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (résultat représentatif d'une moyenne annuelle)	Idem
[19] Effluents traités en station de détoxification	[17]+[13]+[18a]+[18b]+[19a]+[19b]	m ³	Effluents neutralisés à traiter en station de détoxification	Bilan matière, croisé avec une mesure annuelle	Ligne Saturne	Incertitude moyenne	Idem

[20]	Distillats générés par la station de détoxification	0,86	m ³ /m ³ traités	Effluents traités en station de détoxification [19] Efficacité de l'évapoconcentrateur	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Incertitude moyenne pour la valeur de l'efficacité estimée (faible incertitude sur le volume de distillat suivi par un compteur, mais volume en entrée incertain)	Idem
[21]	Concentrats générés par la station de détoxification	0,14	m ³ /m ³ traités	Effluents traités en station de détoxification [19] Efficacité de l'évapoconcentrateur		Ligne Saturne	incertitude moyenne (due à l'incertitude sur l'efficacité)	Idem
[22]	Eau osmosée	$([3]+[5]+0,14*[16a]) - ([16b]+[13])*0,86$	m ³	Quantité d'eau « perdue »	Bilan matière, croisées avec une mesure annuelle	Ligne Saturne	Incertitude moyenne due à l'incertitude des données en entrées	Quantité d'eau osmosée = (pertes en eau déminéralisée) – (gain en eau déminéralisée) L'estimation est faite au niveau d'un bain d'OAC si dans les calculs précédents, seuls les effluents liés à son fonctionnement sont considérés
[23]	Eau brute consommée par l'osmoseur	1,9	m ³ / m ³ d'eau osmosée	Eau osmosée [22]	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Faible incertitude (compteur)	L'estimation est faite au niveau d'un bain d'OAC si dans les calculs précédents, seuls les effluents liés à son fonctionnement sont considérés
[24]	Pastilles de sel consommées par l'osmoseur	2,7	kg/ m ³ d'eau osmosée	Eau osmosée [22]	Analyses statistiques	Ligne Saturne	Faible incertitude (suivi des achats)	Idem
[25]	Energie électrique consommée pour un bain d'OAC	1,03	kWh/m ²	Quantité d'aluminium traitée [1]	Formule théorique	1 bain d'OAC	Pas d'incertitude notable	$\varepsilon [kWh] = \frac{S_{traitée} \times d_{courant} \times U}{1000} \times t$ avec Straitée : surface d'aluminium traitée en m ² dcourant : densité de courant = 65 A/m ² U : tension = 30 V t : temps d'anodisation en h (= 1900 s = 0,528 h) Les pertes d'efficacité du redresseur sont négligées
[26a]	Energie thermique consommée pour le maintien en température d'un bain d'OAC	124	kWh/h	Temps pendant lequel le bain est chauffé	Formules théoriques croisées avec un bilan appliqué à la ligne entière	1 bain d'OAC	Faible incertitude : validation de la formule par croisement avec une mesure issue d'un compteur pour la ligne globale	$\varepsilon^1 [kWh.h^{-1}] = \frac{Q_{ventilation} [m^3.h^{-1}] * d_{air} [kg.m^{-3}] * C_{p,air} [Kcal.kg^{-1}.K^{-1}] * \Delta T [K]}{860}$, avec : Q _{ventilation} : débit d'aspiration, connu pour chaque bain. C _{p,air} : capacité calorifique de l'air d _{air} : densité de l'air ΔT : différence de température entre l'air entrant et sortant, extrapolée d'une mesure effectuée lors d'une précédente étude $\varepsilon^2 [kWh.h^{-1}] = 60 * S_{cuv}/177 + 30 * S_{bain}/35$

[26b]	Energie thermique consommée pour la montée en température d'un bain d'OAC	1013	kWh/montée en T°	Nombre de changements de bains Nombre d'arrêts de chauffage annuels	Formules théoriques croisées avec un bilan appliqué à la ligne entière	1 bain d'OAC	Faible incertitude : validation de la formule par croisement avec une mesure issue d'un compteur pour la ligne globale	$\varepsilon [kWh] = \frac{V_{\text{bain}} [m^3] * d_{\text{bain}} [kg.m^{-3}] * C_p \text{ bain} [Kcal.kg^{-1}.K^{-1}] * \Delta T [K]}{860}$ avec : C _p bain : capacité calorifique (chaleur spécifique) du liquide d _{bain} : densité du liquide ΔT : élévation de température 860 ⁻¹ : coefficient de conversion Kcal en kW
[27]	Energie électrique consommée par la station de déminéralisation	5,8	kWh/h	Temps de fonctionnement des rinçages	Mesure ponctuelle	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (mesure ponctuelle)	La réaffectation se fait au pro rata du volume recyclé provenant d'un bain d'OAC (1/9)
[28]	Energie électrique consommée par l'osmoseur	11,4	kWh/h	Temps de fonctionnement de l'osmoseur (capacité de production de l'osmoseur : m ³ /h)	Mesure ponctuelle	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (mesure ponctuelle)	L'estimation est faite au niveau d'un bain d'OAC si dans les calculs précédents, seuls les effluents liés à son fonctionnement sont considérés
	Capacité de production de l'osmoseur	1,2	m ³ /h	Eau osmosée [22]	Valeur constante, fournie	Ligne Saturne	Faible incertitude (caractéristique technique suivie)	Idem
[29]	Energie électrique consommée par le laveur d'air	7,9	kWh/h	Temps pendant lequel le bain est chauffé	Mesure ponctuelle	2 bains d'OAC	Incertitude moyenne (mesure ponctuelle)	Idem
[30]	Energie thermique consommée par la station de détoxification	523	kWh/m ³ traité	Effluents traités en station de détoxification [19]	Formules théoriques croisées avec un bilan	Ligne Saturne	Faible incertitude : validation de la formule par croisement avec une mesure issue d'un compteur	$\varepsilon [kWh] = \frac{M [kg] * L_v [Kcal.kg^{-1}]}{860}$ avec : ε : Energie thermique nécessaire M : Masse du liquide à vaporiser L _v : Chaleur latente de vaporisation 860 ⁻¹ : Coefficient de conversion Kcal.kg ⁻¹ en kW L'estimation est faite au niveau d'un bain d'OAC si dans les calculs précédents, seuls les effluents liés à son fonctionnement sont considérés
[31]	Energie électrique consommée par la station de détoxification	50,7	kWh/h	Temps de fonctionnement de la station de détoxification (capacité de traitement de la station: m ³ /h)	Mesure ponctuelle	Ligne Saturne	Incertitude moyenne (mesure ponctuelle)	L'estimation est faite au niveau d'un bain d'OAC si dans les calculs précédents, seuls les effluents liés à son fonctionnement sont considérés
	Capacité de traitement de la station de détoxification	1	m ³ /h	Effluents traités en station de détoxification [19]	Valeur constante, fournie	Ligne Saturne	Faible incertitude (caractéristique technique suivie)	Idem

Annexe 2 – Le modèle des coûts

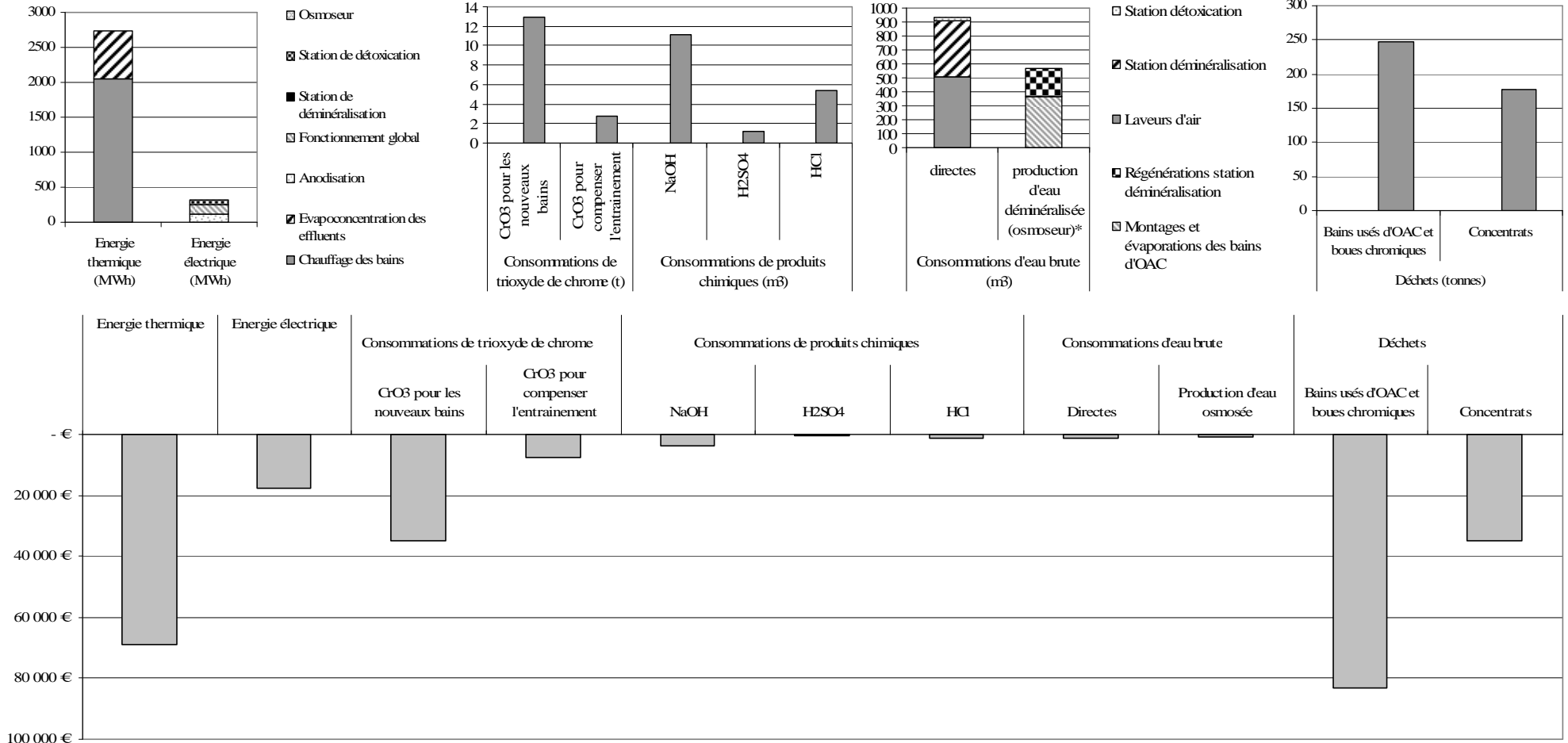
		Année n		Incertitude de la donnée source économique	Incertitude de la donnée source physique	Incertitude du modèle	Incertitude globale
		Coûts fixes	Coûts variables				
1.1 Coûts de production purs							
Dépréciation des équipements	Bains OAC	€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
	Osmosteur	€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
Main d'œuvre	Globale	€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
	Accrochage		€	Faible incertitude	Incertitude moyenne (nombre de jours travaillés)	-	16% < < 34
	Pilotage		€	Faible incertitude	Incertitude moyenne (nombre de jours travaillés)	-	16% < < 34
	Maintenance OAC (rajouts, nouveaux bains et divers)		€	Forte incertitude	Incertitude moyenne (nombre d'opérations)	-	21% < < 42%
Mobilisation des surfaces	Accrochage	€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
	Bains OAC	€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
Entretien des surfaces	Accrochage	€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
	Bains OAC	€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
Coût total		€	€	<i>Pas d'estimation de l'incertitude possible à ce niveau (somme d'incertitudes), certaines données étant corrélées.*</i>			
1.2 Coûts des matières constituant un sortant sous la forme d'un produit (catégories liées à l'environnement)							
Matières premières	Aluminium		€	Forte incertitude	-	-	> 30%
Energie	Energie électrique utilisée dans les procédés électrolytiques		€	Pas d'incertitude notable	Pas d'incertitude notable	-	<7%
Coût total		€	€	<i>Pas d'estimation de l'incertitude possible à ce niveau (somme d'incertitudes), certaines données étant corrélées.*</i>			
1.3 Coûts des matières non incluses dans un produit (catégories liées à l'environnement)							
Matières opérationnelles	Trioxyle de chrome (nouveau bain)		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	-	5% < < 16%
	Trioxyle de chrome (rajouts)		€	Pas d'incertitude notable	Forte Incertitude	-	> 30%
	Pastilles de sel		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	5 %	10% < < 21%
	EPI (Equipements de protection des opérateurs) pour les opérations sur les bains		€	Forte Incertitude	Incertitude moyenne (nombre d'opérations)	-	> 34%
	EPI pour les opérations sur l'osmosteur	€		Incertitude Forte	-	-	> 30%
	Consommables divers	€		Forte Incertitude	-	-	> 30%
	Consommables (moins de 30 euros)	€		Forte Incertitude	-	-	> 30%

	Eau	Eau brute (ratio de l'eau consommée dans l'osmoseur)		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	6%	11% < < 22%	
	Energie	Energie thermique (chauffage des bains)		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	6%	11% < < 22%	
		Energie électrique (fonctionnement global, hors anodisation)		€	Pas d'incertitude notable	Forte Incertitude	-	> 30%	
		Energie électrique pour l'osmoseur		€	Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	-	15 < < 30%	
Coût total			€	€	<i>Pas d'estimation de l'incertitude possible à ce niveau (somme d'incertitudes), certaines données étant corrélées.</i>				
2.1 Coûts de gestion des déchets, effluents et émissions									
2. Coûts purement environnementaux	Dépréciation des équipements	Laveurs d'air		€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
		Station de détoxication		€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
	Matières opérationnelles	Filtres (laveurs)		€		Incertitude moyenne	Incertitude moyenne	-	21% < < 42%
		NaOH (station détox)		€		Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	8%	13% < < 24%
		H2SO4 (station détox)		€		Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	8%	13% < < 24%
		EPI (Equipements de protection des opérateurs) pour les concentrats		€		Forte incertitude	-	-	> 30%
		EPI (Equipements de protection des opérateurs) pour les opérations sur les laveurs		€		Forte incertitude	-	-	> 30%
		Consommables divers		€		Forte incertitude	-	-	> 30%
		Consommables (moins de 30 euros)		€		Forte incertitude	-	-	> 30%
	Eau	Eau brute (laveurs)		€		Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	-	5% < < 16%
		Eau brute (station détox)		€		Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	8%	13% < < 24%
	Energie	Energie électrique (laveurs)		€		Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	-	15% < < 30%
		Energie électrique (station détox)		€		Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	-	15% < < 30%
		Energie thermique (station détox)		€		Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	17%	22% < < 33%
	Main d'œuvre	Laveurs d'air		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
		Station de détoxication		€		Incertitude moyenne	Incertitude moyenne (nombre d'opérations)	-	21% < < 42%
		Transferts bains usés		€		Incertitude moyenne	Incertitude moyenne (nombre d'opérations)	-	21% < < 42%
	Mobilisation des surfaces	Laveurs d'air		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
		Station de détoxication		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%

2. Coûts purement environnementaux (suite)	Entretien des surfaces	Laveurs d'air	€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%	
		Station de détoxication	€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%	
	Prestation de pompage	Bains usés OAC		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		5% < < 16%
		Boue chromique		€	Faible incertitude	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		7% < < 21%
		Concentrats		€	Faible incertitude	Incertitude moyenne	12%		27% < < 42%
	Taxe	Bain OAC		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		5% < < 16%
		Boue chromique		€	Faible incertitude	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		7% < < 21%
		Concentrats		€	Faible incertitude	Incertitude moyenne	12%		27% < < 42%
		Résines		€		Forte incertitude	Forte incertitude	-	
	transport	Bain OAC		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		5% < < 16%
		Boue chromique		€	Faible incertitude	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		7% < < 21%
		Concentrats		€	Faible incertitude	Incertitude moyenne	12%		27% < < 42%
		Résines		€		Faible incertitude	Forte incertitude	-	
	Traitement	Bain OAC		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		5% < < 16%
		Boue chromique		€	Faible incertitude	Faible incertitude (nombre de nouveaux bains)	0%		7% < < 21%
		Concentrats		€	Faible incertitude	Incertitude moyenne	12%		27% < < 42%
		Résines		€		Forte incertitude	Forte incertitude	-	
	Coût total			€	Pas d'estimation de l'incertitude possible à ce niveau (somme d'incertitudes), certaines données étant corrélées.				
	2.2 Coûts de prévention des pollutions								
	Dépréciation des équipements	Station de déminéralisation		€		Faible incertitude	-	-	5% < < 15%
Matières opérationnelles	NaOH		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	8%		13% < < 24%	
	HCl		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	8%		13% < < 24%	
	Pastilles de sel		€	Pas d'incertitude notable	Faible incertitude	6%		11% < < 22%	

2. Coûts purement environnementaux (suite)	Matières opérationnelles	Résines	€		Forte incertitude	-	-	>30%
		EPI	€		Forte incertitude	-	-	>30%
		Consommables divers	€		Forte incertitude	-	-	>30%
		Consommables (moins de 30 euros)	€		Forte incertitude	-	-	>30%
	Eau	Eau brute pour les régénérations et le nettoyage des filtres		€	Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	8%	23% < < 38%
		Eau brute ratio de l'eau consommée dans l'osmoseur)		€	Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	6%	21% < < 36%
	Energie	Energie électrique		€	Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	-	15% < < 30%
		Energie électrique pour l'osmoseur		€	Pas d'incertitude notable	Incertitude moyenne	-	15% < < 30%
	Main d'œuvre			€	Incertitude moyenne	Incertitude moyenne (nombre d'opérations)	-	21% < < 42%
	Mobilisation des surfaces		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
	Entretien des surfaces		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
	Prestation de contrôle et de mesure		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
	Management de l'environnement		€		Incertitude moyenne	-	-	15% < < 30%
	Coût total		€	€	<i>Pas d'estimation de l'incertitude possible à ce niveau (somme d'incertitudes), certaines données étant corrélées.</i>			
				€				
TOTAL			€	<i>Pas d'estimation de l'incertitude possible à ce niveau (somme d'incertitudes), certaines données étant corrélées.</i>				

Annexe 3 – Les impacts environnementaux et économiques modélisés (Année 2005)



Annexe 4 – Les résultats détaillés de l'ACV simplifiée

	Entrées		Sorties		Sources	Emissions / déchets		Sources
Extraction du minerai de chaux			Minerai de chaux brut (calcite CaCO ₃)	4389 kg	Ecoinvent	Rejets atmosphériques	0,49 kg	Ecoinvent
Broyage du minerai de chaux	Minerai de chaux brut (CaCO ₃)	4389 kg	Minerai de chaux broyé	4389 kg	Ecoinvent			
Production de chaux	Minerai de chaux broyé	4389 kg	Chaux (CaO)	3091 kg	Ecoinvent	Emissions de CO ₂	2331 kg	Ecoinvent
						Rejets atmosphériques	0,15 kg	
						Rejets aqueux (nature)	616 kg	
Production de chlorure de sodium			Chlorure de sodium (NaCl)	4247 kg	Ecoinvent			
Production de carbonate de sodium	Chaux	2348 Kg	Carbonate de sodium (Na ₂ CO ₃)	1957 kg	Ecoinvent	Chlorure de calcium	2359 kg	[Kowalski et al. 2005]
	Chlorure de sodium	2935 kg				Rejets atmosphériques	3,91 kg	
						Rejets aqueux (nature)	520 kg	
Extraction du minerai de chromite			Minerai de chromite	2825 kg	Ecoinvent & [Kowalski et al. 2005]	Emissions atmosphériques (Cr III)	23 g	US EPA [1989] & [1996]
Production de chromate de sodium	Chaux	743 kg	Chromate de sodium (Na ₂ CrO ₄)	2616 kg	Ecoinvent & [Kowalski et al. 2005]	Emissions de CO ₂	3270 kg	Ecoinvent
	Minerai de chromite	2825 kg	Boues chromiques	1949 kg				
	Carbonate de sodium	1957 kg	Boues chromiques (part recyclée)	7620 kg		Boues chromiques (Cr III)	1949 kg	[Kowalski et al. 2005]
	Boues chromiques	7620 kg					1,9 m ³	
Production de soufre			Soufre	809 kg	[Kowalski et al. 2005]			
Production d'acide sulfurique	Soufre	809 kg	Acide sulfurique	2151 kg	[Kowalski et al. 2005]	Rejets atmosphériques	22 kg	Ecoinvent
						Rejets aqueux (nature)	3 kg	
Production d'acide chlorhydrique	Chlorure de sodium	498 kg	Acide chlorhydrique (HCl)	486 kg	Ecoinvent	Rejets atmosphériques	0,3 kg	Ecoinvent
						Rejets aqueux (nature)	18 kg	
Production d'hydroxyde de sodium	Chlorure de sodium	814 kg	Hydroxyde de sodium (NaOH)	1005 kg	Ecoinvent			
Production de dichromate de sodium	Chromate de sodium (Na ₂ Cr ₂ O ₄)	2616 kg	Dichromate de sodium (Na ₂ Cr ₂ O ₇)	1767 kg	Ecoinvent database & [Kowalski et al. 2005].	Effluents (Cr VI)	59 kg	[Kowalski et al. 2005]
	Acide sulfurique	725 kg	Sulfate de sodium chromique	566 kg		Emissions atmosphériques (Cr VI)	265 g	
Production de trioxyde de chrome	Dichromate de sodium	1767 kg	Trioxyde chrome (Cr VI)	1319 kg	Ecoinvent & [Kowalski et al. 2005]	Effluents (Cr VI)	92 kg	[Kowalski et al. 2005]
							2,56 m ³	
	Acide sulfurique	1319 kg	Sulfate de sodium chromique	686 kg		Rejets atmosphériques	2,64 kg	Ecoinvent
							28,79 kg	
					Emissions atmosphériques (Cr VI)	79 kg	US EPA [1989] & [1996]	
Production de sulfate de sodium	Sulfate de sodium chromique	1251 kg	Sulfate de sodium (Na ₂ SO ₄)	1189 kg	[Kowalski et al. 2005]	Effluents (Cr VI)	51 kg	[Kowalski et al. 2005]
							1,42 m ³	
						Rejets aqueux (nature)	31 kg	
Anodisation aluminium	Trioxyde de chrome	1319 kg	Aluminium anodisé	10000 m ²	[Harscoet XX]	Effluents (Cr VI)	1319 kg	[Harscoet XX]
	Hydroxyde de sodium (NaOH)	1005 kg					37 m ³	
	Acide sulfurique (H ₂ SO ₄)	108 kg						
	Acide Chlorhydrique (HCl)	486 kg					Emissions atmosphériques (Cr VI)	
Traitement des déchets (réduction du chrome VI en chrome III)	Effluents (Cr VI)	1521 kg	Chrome III	1521 kg	[Kowalski et al. 2005] & [Harscoet XX]	Rejets aqueux (nature)	0,28 kg	Ecoinvent
Elimination finale	Effluents Chrome III	1521 kg						
	Boues chromiques	1949 kg						

	Consommations d'énergie			Consommations de ressources naturelles	Consommations d'eau	Emissions de CO ₂			Déchets générés	Rejets de Cr VI à l'atmosphère	Rejets de Cr VI dans l'eau	Rejets atmosphériques (particules, gaz, etc.)	Rejets aquex (MES, divers)
	Electricité	Thermique	Transport			Procédé	Energie	Transport					
Extraction du minerai de chaux	0 MJ	82 MJ	0 MJ	0 kg	0,00 m3	0 kg	5 kg	0 kg	0 kg	0 g	0 kg	0,49 kg	0 kg
Broyage du minerai de chaux	11 MJ	18 MJ	0 MJ	0 kg	0,00 m3	0 kg	3 kg	0 kg	0 kg	0 g	0 kg	0 kg	0 kg
Production de chaux	1001 MJ	4919 MJ	24 MJ	4389 kg	1,86 m3	2331 kg	507 kg	10 kg	0 kg	0 g	0 kg	0,15 kg	616,01 kg
Production de chlorure de sodium	1024 MJ	1436 MJ	157 MJ	0 kg	16,22 m3	0 kg	277 kg	128 kg	0 kg	0 g	0 kg	0 kg	0 kg
Production de carbonate de sodium	282 MJ	14127 MJ	3707 MJ	2935 kg	99,88 m3	0 kg	996 kg	3385 kg	2359 kg	0 g	0 kg	3,91 kg	520,08 kg
Extraction du minerai de chromite	380 MJ	228 MJ	0 MJ	0 kg	7,60 m3	0 kg	115 kg	0 kg	0 kg	0 g	0 kg	22,74 kg	0 kg
Production de chromate de sodium	565 MJ	20927 MJ	0 MJ	2825 kg	0,00 m3	3270 kg	1501 kg	0 kg	1949 kg	0 g	0 kg	0 kg	0 kg
Production de soufre	102 MJ	3193 MJ	0 MJ	0 kg	3,64 m3	0 kg	232 kg	0 kg	0 kg	0 g	0 kg	0 kg	0 kg
Production d'acide sulfurique	135 MJ	7 MJ	1168 MJ	809 kg	104,98 m3	0 kg	24 kg	957 kg	0 kg	0 g	0 kg	21,75 kg	2,93 kg
Production d'acide chlorhydrique	55 MJ	840 MJ	512 MJ	498 kg	6,39 m3	0 kg	66 kg	420 kg	0 kg	0 g	0 kg	0,33 kg	18,07 kg
Production d'hydroxyde de sodium	5243 MJ	0 MJ	147 MJ	814 kg	47,39 m3	0 kg	929 kg	111 kg	0 kg	0 g	0 kg	0,26 kg	11,63 kg
Production de dichromate de sodium	1144 MJ	42419 MJ	13476 MJ	0 kg	53,02 m3	0 kg	3043 kg	7771 kg	1215 kg	265 g	0 kg	0 kg	0 kg
Production de trioxyde de chrome	1580 MJ	2638 MJ	4263 MJ	0 kg	39,57 m3	0 kg	457 kg	3493 kg	1894 kg	79 g	13,08 kg	2,64 kg	28,79 kg
Production de sulfate de sodium	1424 MJ	2378 MJ	0 MJ	0 kg	0,00 m3	0 kg	412 kg	0 kg	1050 kg	0 g	0 kg	0 kg	30,67 kg
Anodisation aluminium	126252 MJ	885530 MJ	0 MJ	kg	134,90 m3	0 kg	61049 kg	0 kg	36786 kg	142 g	0 kg	0 kg	0 kg
Réduction du chrome VI en chrome III	31 MJ	6 MJ	0 MJ	0 kg	0,00 m3	0 kg	1 kg	0 kg	0 kg	0 g	0,28 kg	0 kg	0,28 kg
Elimination finale	0 MJ	21322 MJ	2431 MJ	0 kg	0,00 m3	0 kg	1428 kg	1893 kg	0 kg	0 g	0 kg	0 kg	0 kg
TOTAUX (avec anodisation)	139228 MJ	1000068 MJ	25885 MJ	12270 kg	515 m3	5600 kg	71043 kg	18167 kg	45254 kg	487 g	13 kg	52 kg	1228 kg
	1165181 MJ					94810 kg							
TOTAUX (sans anodisation)	12976 MJ	114538 MJ	25885 MJ	12270 kg	381 m3	5600 kg	9995 kg	18167 kg	8467 kg	344 g	13 kg	52 kg	1228 kg
	153399 MJ					33762 kg							

Annexe 5 – Analyse Préliminaire des Risques : les évènements craints et leurs conséquences économiques

Les évènements craints

Evènement 1	Situation dangereuse	Phase d'activité	Evènement 2	Evènement 3	Evènement redouté
Chute d'une pièce dans le bain	Projection de liquide	Immersion des pièces	Présence d'un opérateur à proximité (opération de maintenance, de prélèvement, de montage de bain)	-	Contact cutané ou oculaire
Descente trop rapide dans le bain	Projection de liquide				
Vidange incontrôlée d'un corps creux	Projection de liquide	Décrochage des pièces	Contact insidieux ou opérateur non protégé	-	Contact cutané ou oculaire
Pièces souillées en fin de chaîne d'opérations	contact avec le liquide				
Bord de bains souillés, problèmes d'accessibilité	Chute d'un opérateur	Prélèvement pour analyse des bains	-	-	Ingestion / contact cutané ou oculaire
		Rajout de produits chimiques dans les bains			
		Changement de bain			
Fuites sur un raccord / un tuyau (incompatibilité, usure)	Projection de liquide	Montage des bains. Rajout de produits chimiques	Contact insidieux ou opérateur non protégé	-	Contact cutané ou oculaire
	Rejet de liquide		Projection de liquide hors d'une zone de rétention et déversement au pluvial	Obturation trop tardive du réseau	Pollution
Débordement d'une cuve (erreur humaine)	Rejet de liquide	Montage des bains. Rajout de produits chimiques	Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz. Possibilité d'évacuation de l'atelier
Renversement de produits chimiques dans l'atelier	Projection de liquide	Manutention de contenants	Présence d'un opérateur à proximité (autre opération)	-	Contact cutané ou oculaire
	Rejet de liquide				
Point de fuite (brides de jonction, vannes, pompes – corrosion, usure)	Projection de liquide	Dépotage / transferts des bains usés	Contact insidieux ou opérateur non protégé	-	Contact cutané ou oculaire
			Projection de liquide hors d'une zone de rétention et déversement au pluvial	Obturation trop tardive du réseau	Pollution
	Rejet de liquide		Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz. Possibilité d'évacuation de l'atelier
Pression résiduelle lors du débranchement en fin de transfert	Projection de liquide		Contact insidieux ou opérateur non protégé	-	Contact cutané ou oculaire
Erreur lors d'un raccordement (erreur humaine, étiquetage)	Contact entre deux liquides		Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz. Possibilité d'évacuation de l'atelier

Fuite d'une cuve (corrosion, usure)	Rejet de liquide	Pas liée à une phase spécifique	Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz. Possibilité d'évacuation de l'atelier
			Projection de liquide hors d'une zone de rétention et déversement au pluvial	Non détection de la fuite	Pollution
Rupture d'une cuve (corrosion, montée en température, agression extérieure)	Rejet de liquide	Pas liée à une phase spécifique	Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz. Possibilité d'évacuation de l'atelier
			Rétention non adaptée	Obturation trop tardive du réseau	Pollution
Rupture d'un réservoir de stockage (corrosion, montée en température, agression extérieure)	Rejet de liquide	Pas liée à une phase spécifique	Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz. Possibilité d'évacuation de l'atelier
			Rétention non adaptée	Obturation trop tardive du réseau	Pollution
Fuite d'un réservoir de stockage	Rejet de liquide	Pas liée à une phase spécifique	Présence d'un autre liquide incompatible dans la rétention	-	Réaction exothermique, réaction générant des gaz, réaction exothermique générant des gaz
			Projection de liquide hors d'une zone de rétention et déversement au pluvial	Non détection de la fuite	Pollution
Défaillance du système de chauffage d'une cuve	Emballement thermique	Pas liée à une phase spécifique	-	-	Emissions de substances dangereuses / risques d'incendie
Inversement de deux opérations	Réactions intempestives	Traitement des pièces	Mise en contact d'un oxydant fort avec une substance réductrice (pièces métalliques polluées)	-	Risques d'incendie
Métal de mauvaise qualité	Réactions intempestives	Traitement des pièces	-	-	Emissions de substances dangereuses / intoxication
Mauvais fonctionnement d'un laveur	Rejets de substances dans l'atelier	Pas lié à une phase spécifique	Non détection du mauvais fonctionnement	-	Intoxication
Court-circuit (système de chauffage, résistance électrique, aspiration, moteur d'une pompe)	Production d'une étincelle, d'un point de chauffe	Pas lié à une phase spécifique	Présence d'un combustible (produit/d'une substance/d'une matière inflammable)	Présence d'un comburant	Début d'incendie

Les conséquences économiques

Conséquences		Coûts associés
dommages matériels	Changement de bain.	Le coût d'un changement de bain moyen est estimé à 15 k€ (montage + enlèvement).
	Enlèvement exceptionnel de déchets.	Le coût moyen d'enlèvement et de traitement exceptionnel de déchets (déversement dans une rétention) est estimé à 15 k€ pour une rupture complète de cuve et à 2000 € pour une simple fuite.
	Changement d'une cuve de traitement ou de stockage.	Le coût de remplacement d'une cuve est estimé à 300 k€.
	Destruction de plusieurs cuves.	Le coût de remplacement de plusieurs cuves est estimé à 500 k€.
pertes de production	Perte d'une ou deux barres (unités sur lesquelles les pièces d'aluminium traitées sont suspendues).	Le coût de la perte d'une barre est estimé à 5000 € La perte d'un cadre en titane est quant à elle estimée à 50 K€.
	Perte de la totalité des stocks (en attente de traitement et traités).	La perte de la totalité des stocks est estimée à 2 M€.
Pertes d'exploitation	Arrêt total de la production de l'atelier pour quelques heures.	Le coût de l'arrêt total de la production (évacuation) est estimé à 2 000 € par heure.
	Arrêt total de la production de l'atelier pour une journée.	Le coût de l'arrêt total de la production durant une journée est estimé à 40 k€.
	Arrêt de la production et chômage technique d'au moins un mois.	Le coût de l'arrêt total de la production durant un mois est estimé à 1 M€.
travaux de dépollution	déversement important (cuve ou réservoir entier de produit, soit plusieurs dizaine de m ³).	Le coût total de traitement (sol et eau souterraine) est évalué à 200 k€.
	pollution relativement faible (1 m ³).	Les coûts de dépollution pour un accident d'une envergure moindre sont estimés à 15 k€.
Amendes	suite à une pollution majeure.	L'amende infligée peut aller jusqu'à 70 k€ pour la contamination par le réseau pluvial d'une rivière qui entraîne la destruction importante de la faune et de la flore.
	Pollution moindre.	Montant de l'amende d'environ 10 k€.
Accidents du travail	Hospitalisation (1 journée) d'un salarié suivie d'un arrêt de travail temporaire (2 jours).	Les frais réels d'hospitalisation sont estimés à 1000 €. Le coût des indemnités journalières est estimé à 200 € (sur une base d'1,5 fois le salaire minimum).
	Hospitalisation (1/2 journée) de 10 salariés suivie d'un arrêt de travail temporaire (2 jours) pour 10 salariés.	Les frais réels sont estimés à 5000 €. Le coût des indemnités journalières est estimé à 2000 €.
	Hospitalisation d'une semaine et incapacité permanente (perte d'un œil par exemple) pour un salarié..	Les frais réels induits par le séjour à l'hôpital sont estimés à 10 000 €. Le coût répercuté dans les cotisations de l'entreprise sur 3 ans est alors de 170 000 €.

CONFIDENTIEL

Annexe 6 – L'estimation des risques chroniques

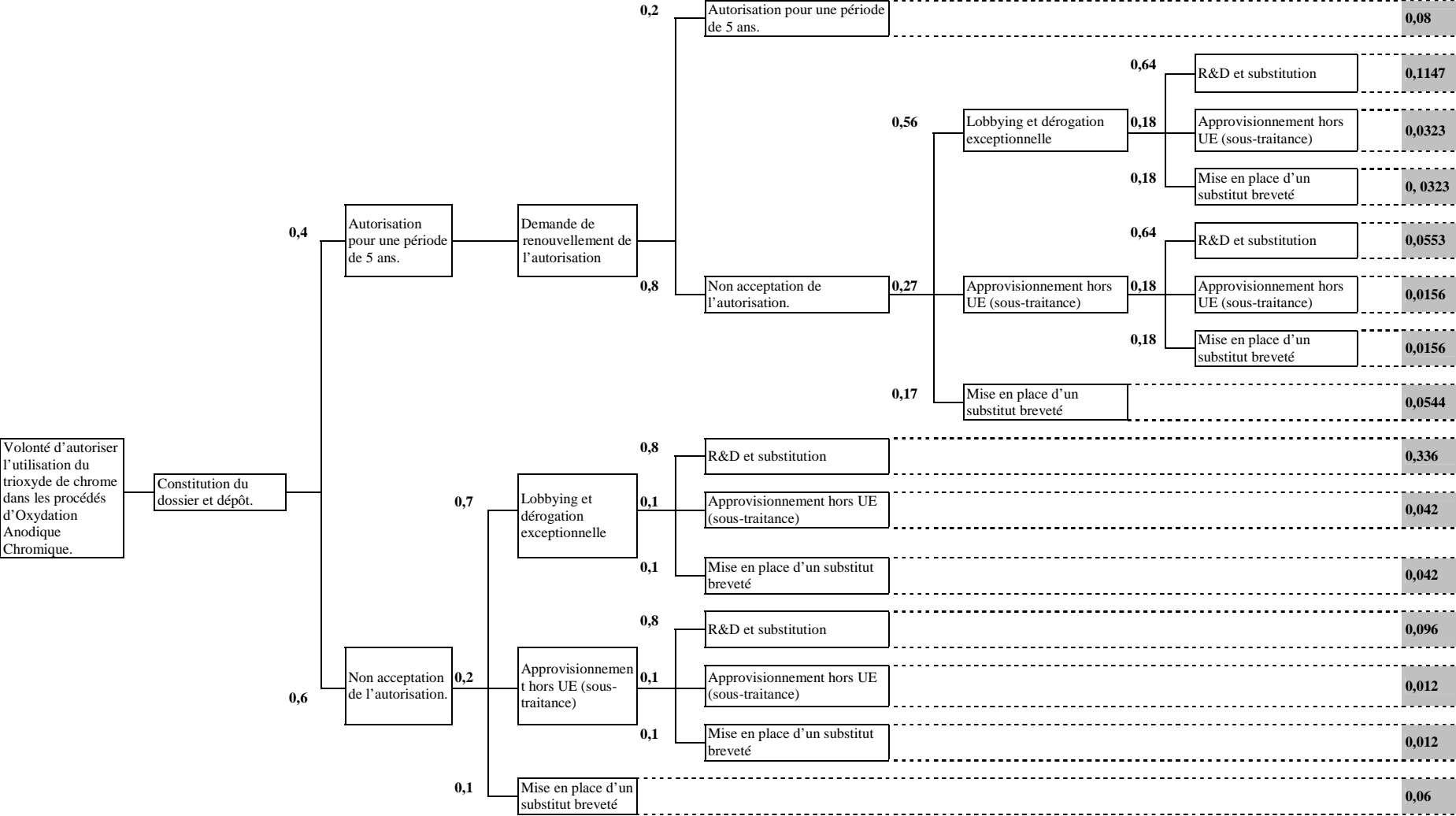
360
CONFIDENTIEL

CONFIDENTIEL

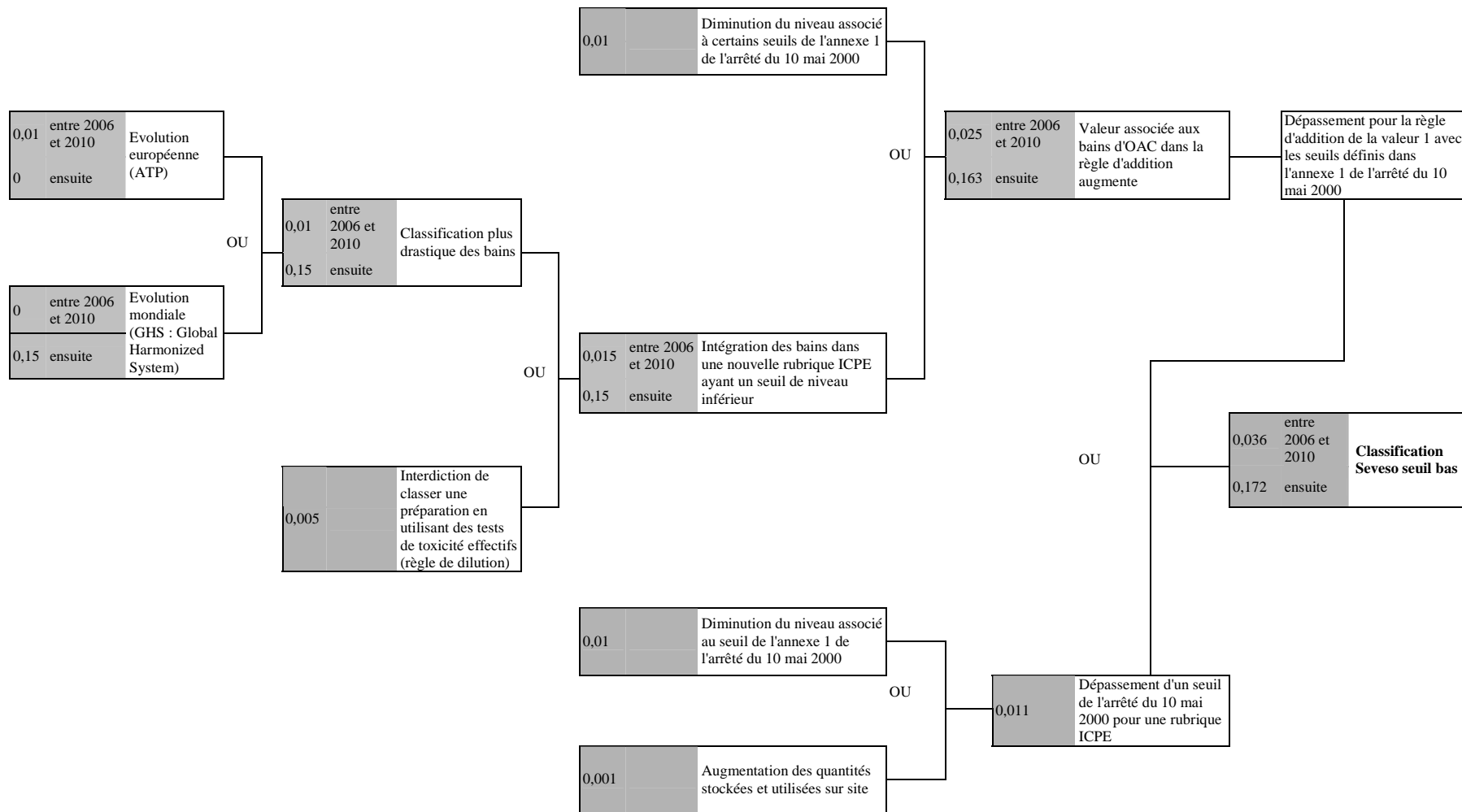
Annexe 7 – L'estimation des risques judiciaire

CONFIDENTIEL

Annexe 8 – L'arbre des évènements de la réglementation REACH



L'arbre des défaillances de la réglementation Seveso



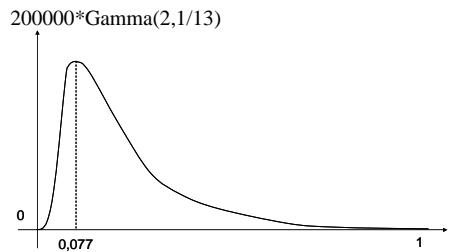
Annexe 9 – Les meilleures technologies disponibles du secteur des traitements de surface

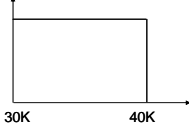
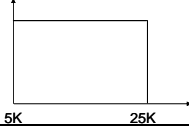
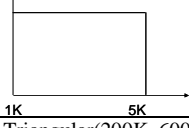

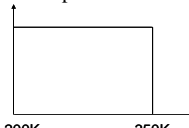
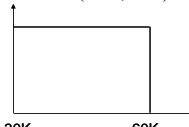
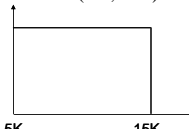
Paramètres et éventuels commentaires		Voies d'amélioration		
Les consommations d'énergie		Energie électrique	Minimiser par l'intermédiaire de contrôles les pertes électriques pour les approvisionnements des trois phases.	
			Réduire les baisses de tension entre les conducteurs et les connecteurs en minimisant la distance entre le redresseur et l'anode.	
			Effectuer une maintenance régulière du redresseur et des contacts électriques.	
			Accroître la conductivité de la solution utilisée dans le procédé à travers l'ajout d'additif ou une meilleure maintenance de la solution.	
		Energie thermique	Installer des redresseurs modernes, contrôlés électroniquement proposant un bon facteur de conversion.	
			Revoir l'isolation des cuves.	
			Rechercher des possibilités de récupération de la chaleur.	
			Optimiser la température de fonctionnement pour la solution.	
Les rejets aqueux et les pertes de matières	Dans le secteur des traitements de surface, la plupart des pertes de matières premières se font à travers les rejets aqueux (entraînement de produits chimiques par les rinçages, etc.) La prise en compte de ces deux paramètres (eau et matière) peut donc s'effectuer conjointement.	Rinçages	L'optimisation des rinçages est importante. Il est possible d'utiliser une quantité moindre d'eau pour une efficacité du rinçage équivalente, par exemple en ayant recours à des rinçages en cascade. Il est également possible d'éviter d'avoir recours à un bain de rinçage entre deux traitements en employant des réactifs compatibles dans des activités séquentielles. Il faut tout de même garder à l'esprit que de la spécificité de la ligne dépend la possibilité de mise en œuvre de telle ou telle technique.	
				Rinçage économique : Le bain de rinçage est un bain mort à une concentration fixée à la moitié du bain de traitement. Les pièces y sont trempées avant et après le passage dans le bain principal. Cette technologie n'est pas applicable en anodisation puisque l'électrolyte doit être ôtée de la pièce lors du rinçage final.
				Rinçage par aspersion : Un rinçage par spray ou douchette, effectué au dessus du bain de traitement, lorsque les pièces sont enlevées de celui-ci est une méthode efficace de pré-rinçage.
				Le rinçage chimique : La solution entraînée par les pièces réagit avec le bain de rinçage. Une étape de traitement des effluents liquides est éliminée, ce qui permet de réduire la capacité de traitement des effluents nécessaire. Une utilisation peut être la réduction du chrome VI.
				La régénération et la réutilisation des eaux de rinçage : La consommation d'eau est réduite et la quantité de déchets produits également. Les eaux de rinçage peuvent être réutilisées par l'intermédiaire de différentes techniques de valorisation (techniques électriques, électromembranaires, membranaires, procédés d'échange, etc.).
				Les rinçages multiples : Les rinçages multiples sont particulièrement adaptés à l'atteinte d'un haut taux de rinçage avec une quantité réduite d'eau. Les rinçages en cascade, par exemple, dans lesquels la direction du flux d'eau de rinçage est opposée à celui des pièces, présentent une meilleure efficacité qu'un rinçage classique.
Récupération de l'entraînement : Dans cette solution, un bain de rétention, récupère l'eau des rinçages en continu et les réinjecte dans le bain. Cela permet une compensation de l'évaporation d'une part et un réajustement de la concentration de la solution d'autre part.				

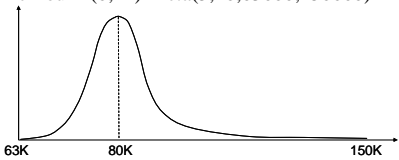
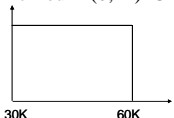
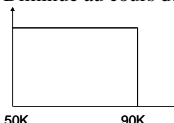
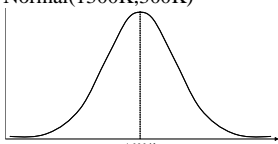
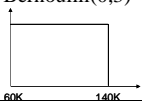

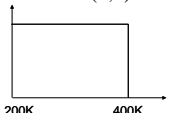
		Récupération des métaux		<p>Récupération électrolytique : A l'origine conçu pour les métaux précieux, ce procédé est applicable à d'autres métaux tel le nickel ou le chrome. Cette méthode permet en premier lieu de diminuer très fortement la concentration des effluents, mais requiert souvent l'utilisation d'une cathode sophistiquée. Des considérations économiques limitent son application à des métaux facilement réutilisables ou à forte valeur.</p> <p>Récupération par résine échangeuse d'ion : Le métal est concentré dans la résine et peut par la suite être récupéré par incinération de la résine ou par relâchement sous forme dissoute. Ce procédé est généralement utilisé pour les métaux précieux (or, argent) et entraîne un impact sur l'environnement du fait de la combustion.</p> <p>Chromatation : Le vieillissement des bains contenant du chrome hexavalent impose un changement périodique des bains, qui sont alors remplacés par des bains neufs. Des techniques de régénération des bains de chromate existent. Elles utilisent des technologies de diaphragme ou d'échange d'ion, mais leur coût ne les rend économiquement viables que pour des solutions fortement concentrées et onéreuses.</p> <p>La floculation ou la précipitation des métaux.</p>
Traitement des déchets et des émissions atmosphériques	Le rejet zéro (pour les rejets aqueux) est parfois un but atteignable pour une installation de traitement de surface. Celui-ci peut être obtenu par combinaison des différentes techniques déjà présentées. Il est cependant à noter que les systèmes dimensionnés peuvent être fortement consommateurs en énergie et générer des déchets difficiles à éliminer.	Les déchets	Les eaux de rinçages qui contiennent des produits chimiques impliquent la génération d'autres effluents qui contiennent du métal. Ceux-ci peuvent être liés aux procédés de traitement des eaux de rinçage et sont généralement traités dans une station interne. Les métaux dissous sont classiquement précipités en hydroxydes. Les boues ainsi produites contiennent en général plus de 95 % d'eau et sont réduites par l'intermédiaire de filtres à des niveaux d'environ 60%.	<p>Réduire ou supprimer les déchets : La dangerosité des produits peut être réduite en effectuant des substitutions. Il est également possible de diminuer la quantité de déchets produits en augmentant la durée de vie du bain ou en réduisant les entraînements.</p> <p>Réutiliser ou recycler les déchets : Les déchets ne pouvant être réutilisés de manière interne peuvent être valorisés de manière externe. Cela peut être le cas pour certaines solutions, mais cette option reste rarement envisageable (seules les électrolytes les plus chers s'avèrent rentables à recycler). Le facteur transport peut notamment être prépondérant dans la possibilité d'implémenter une telle solution.</p>
		Les émissions atmosphériques	Le but premier de la captation des émissions atmosphériques est bien évidemment la protection des opérateurs. La protection de certaines pièces traitées, ou encore de l'infrastructure peut également être importante.	<p>Les systèmes d'extraction : Les systèmes d'extractions sont directement mis en œuvre sur les bains ou peuvent être incorporés au système de manutention des pièces traitées. Les débits d'aspiration mis en œuvre et la quantité de polluants contenue par l'air aspiré dépendent de nombreux paramètres (taille du bain, température de la solution, caractéristiques physico-chimiques de l'électrolyte, classification et limite d'émission de la substance, etc.). Les systèmes d'aspiration les plus répandus sont les aspirations latérales.</p> <p>Les systèmes de nettoyage : Des dévésiculateurs permettent une condensation des aérosols émis par le bain et les gouttelettes récupérées sont usuellement traitées en station. Des laveurs d'air sont également utilisés, différentes techniques allant des emballages fibreux à la pulvérisation à contre courant pouvant être mises en œuvre. De l'eau ou des produits chimiques y sont généralement utilisés.</p> <p>La mise en œuvre d'additifs : Pour certains types de traitements, l'utilisation d'additifs dans le bain peut permettre de réduire les émissions de substances dangereuses. Dans le cadre des bains utilisant des solutions de chrome hexavalent, la formation des vapeurs peut être réduite par l'utilisation de PFOs (Perfluorooctane sulphonate). Cependant, cette solution ne peut être considérée comme une bonne technologie puisque ce composé est caractérisé de persistant, bio accumulateur et de toxique.</p> <p>La réduction du volume d'air extrait : Trois options peuvent être mises en œuvre dans le but d'une réduction du volume d'air extrait. La réduction de la surface de bain libre par l'utilisation de couvercles solidaires du système de manutention des pièces traitées en est une. L'utilisation d'un système d'aspiration-soufflage est également possible (fentes latérales avec soufflage d'un côté du bain et aspiration de l'autre). Enfin la clôture de la ligne de traitement dans sa globalité est envisageable. Ces options réduisent d'une manière générale les consommations d'énergies et de produits de traitement des émissions.</p> <p>La récupération de la chaleur : Dans ce procédé, le flux d'air passe à travers un échangeur de chaleur. Une étude de faisabilité économique est bien évidemment nécessaire avant installation. Le montant de l'investissement peut en effet être élevé, et les économies d'énergie induites ne permettent pas toujours de le compenser.</p>
		La substitution des substances dangereuses	Les traitements de surface mettent en jeu un grand nombre de produits chimiques dans divers procédés. La réduction de l'utilisation des substances les plus dangereuses est un point très important dans une optique de protection des salariés et de l'environnement.	<p>Substitution directe d'une substance par une autre, moins dangereuse.</p> <p>Substitution du procédé chimique.</p>

Annexe 10 – Le modèle construit pour la simulation de Monté Carlo

	Coûts	Procédé	Scénarios	implications	Probabilités	Types de coûts
Coûts non liés à l'occurrence d'un évènement	Coûts d'exploitation	OAC	Pas de changement	Suivi des coûts en fonction de l'évolution de la production	100%	Coûts I et II
		TSA	Changement des paramètres d'anodisation, de la température du bain, de la durée de vie des bains (durée de vie d'un bain TSA = 2 * durée de vie d'un bain OAC), etc.	Suivi des coûts en fonction de l'évolution de la production	100%	Coûts I et II
	Coûts contingents	OAC	Augmentation du prix d'achat du trioxyde de chrome (Surcoût Reach)	+ 6% à partir de 2008	Certaine (Probabilité 95%)	Coûts III avec impacts sur les coûts I et II
			Nouvelle augmentation du prix d'achat du trioxyde de chrome (baisse importante de la production due au remplacement d'un grand nombre de procédés)	+15 % à partir de 2012	Incertaine (Probabilité 60 %)	Coûts III avec impacts sur les coûts I et II
		TSA	Baisse du prix d'achat de l'acide tartrique dû à une augmentation des quantités achetées (globalisation du contrat)	-5 à 10% à partir de 2008	Incertaine (Probabilité 70%)	Coûts III avec impacts sur les coûts I et II
		TSA	Economie supplémentaire due à l'augmentation du prix de l'énergie thermique	Estimée en fonction de l'évolution du niveau de production	Certaine (Probabilité 90%)	Coûts III avec impacts sur les coûts I et II
TSA	Revenu engendré par la vente de licences d'exploitation du TSA	Estimée à une vente par site mettant en œuvre l'anodisation	Très Incertaine (Probabilité 30%)	Coûts III		

	Procédé	Scénarios	Probabilités d'occurrence	Impacts	Coûts engendrés (densité de probabilité)	Types de coûts
Coûts liés à l'occurrence d'un évènement	OAC	Evènement mineur récurrent	2% par an	Pénalités, dommages et remise en état ou obligations	$200000 * \text{Gamma}(2,1/13)$ 	Coûts III

				Effets sur les employés	Uniform(30K,40K) pendant 3 ans. Diminue au cours du temps. 	Coûts IV
				Effets sur les autorités	Uniform(5K,25K) 	Coûts IV
				Effets sur la communauté	Uniform(5K,25K) 	Coûts IV
	Evènement majeur récurrent	0,2% par an		Pénalités, dommages et remise en état	Triangular(200K, 600K, 700K) 	Coûts III
				Effets sur les employés	Uniform(200K,350K) pendant 5 ans. Diminue au cours du temps. 	
				Effets sur les autorités	Uniform(30K,60K) 	Coûts IV
				Effets sur la communauté	Uniform(5K,15K) 	Coûts IV

	Evènement mineur à occurrence unique	Probabilité d'occurrence sur la période considérée = 95%. L'occurrence a plus de chance d'intervenir dans le futur.	Coûts d'adaptation	Bernouilli(0,44)*Beta(5,20,63000,150000) 	Coûts III
			Coûts récurrents	Bernouilli(0,44)*5K par an	Coûts III
			Effets sur les créanciers et actionnaires	Bernouilli(0,44)*Uniform(30K,60K) pendant 2 ans 	Coûts IV
			Effets sur les employés	Bernouilli(0,44)*Uniform(50K,90K) pendant 5 ans. Diminue au cours du temps. 	Coûts IV
	Evènement majeur à occurrence unique	Probabilité d'occurrence sur la période considérée = 100%. Plus forte occurrence en 2008 et 2012.	Coûts d'adaptation à la réglementation dans le cas d'une interdiction de la technologie.	Normal(1300K,300K) 	Coûts III
			Effets sur les créanciers et actionnaires	Bernouilli(0,3)*Uniform(60K,140K) pendant 2 ans. 	Coûts IV
			Effets sur les employés	Bernouilli(0,3)*Uniform(130K,200K) pendant 5 ans. Diminue au cours du temps. 	Coûts IV
			Effets sur les clients	Bernouilli(0,3)*Uniform(200K,400K) 	Coûts IV
TSA					

Sommaire détaillé

INTRODUCTION GENERALE	14
CHAPITRE 1 – LES FONDEMENTS DE LA GESTION EN ENVIRONNEMENT ET SES RELATIONS AVEC L'ECONOMIE	18
Partie 1 – L'environnement et les pouvoirs publics : entre écologie et économie	19
1.1 Préambule	19
1.2 Le concept de dégradation environnementale et ses principales approches	19
1.2.1 Les approches non économiques	20
1.2.2 Les approches économiques	20
1.3 L'évolution des théories économiques appliquées à la gestion de l'environnement ou comment l'environnement fut progressivement intégré dans les sciences économiques	22
1.3.1 L'internalisation des effets externes	22
1.3.2 D'autres défaillances de marché	24
1.4 L'évolution des instruments de politiques environnementales comme témoin de l'intégration de l'économie dans la gestion de l'environnement par les pouvoirs publics	25
1.4.1 Les instruments de politiques environnementales	26
1.4.2 Atouts et limites des différents instruments	27
1.4.3 La mise en œuvre des instruments de politiques environnementales	29
1.5 L'Analyse Coût-Bénéfice et l'estimation de la valeur des biens environnementaux	30
1.5.1 Présentation de l'Analyse Coût-Bénéfice	30
1.5.2 Les valeurs de l'environnement	31
1.5.3 Les méthodes d'évaluation des biens environnementaux	32
1.5.4 La prise en compte du temps	33
1.6 Le développement durable comme nouveau paradigme réconciliateur de l'économie et de l'environnement ?	35
1.6.1 Naissance et définition du concept de développement durable	35
1.6.2 Le développement durable comme nouveau paradigme ?	36
1.7 Conclusions	37
Partie 2 – Le comportement de protection de l'environnement des entreprises industrielles : de la conformité réglementaire à l'anticipation stratégique	39
2.1 L'évolution des activités environnementales des entreprises	39
2.1.1 L'évolution des réponses industrielles à celle des problématiques environnementales	39
2.1.2 Les activités environnementales des entreprises	43
2.2 La question des comportements écologiques d'entreprises	46
2.2.1 Différents comportements de protection de l'environnement	46
2.2.2 Les facteurs explicatifs de l'action environnementale	49
2.3 La prise en compte des parties prenantes	50
2.3.1 L'extension du concept de parties prenantes	50
2.3.2 La prise en compte des parties prenantes	53
2.4 L'environnement, la création de valeur et la notion d'éco efficacité	54
2.4.1 La création de valeur financière	54
2.4.2 L'environnement et la création de valeur	55

2.4.3 L'éco-efficacité, créer plus de valeur avec moins d'impact	57
2.5 Responsabilité sociale de l'entreprise et triple bottom line : l'intégration du développement durable dans l'entreprise	59
2.5.1 La responsabilité sociale d'entreprise	59
2.5.2 Le triple bottom line	61
2.6 Conclusions	63
Partie 3 – Les relations entre gestion de l'environnement et performance économique	64
3.1 Préambule	64
3.1.1 La théorie des relations entre performance économique et performance environnementale	64
3.1.2 Les relations entre performance économique et performance environnementale théoriquement envisageables	65
3.2 L'influence économique des réglementations environnementales	67
3.2.1 Le coût des réglementations environnementales	67
3.2.2 Réglementations environnementales et compétitivité	68
3.2.3 L'hypothèse de Porter	71
3.3 Les démarches volontaires, l'exemple de l'efficacité des Systèmes de Management Environnementaux	74
3.3.1 Présentation générale	74
3.3.2 SME et performance environnementale	76
3.3.3 SME et performance économique	78
3.4 Les activités environnementales et la prévention des pollutions, une réflexion sur l'éco-efficacité et la création de valeur	80
3.4.1 Activités environnementales et compétitivité	81
3.4.2 L'évaluation économique des activités de prévention des pollutions	83
3.4.3 La rentabilité des activités de prévention des pollutions	85
3.5 Les relations entre performance environnementale et performance économique	88
3.5.1 L'utilisation des marchés boursiers pour tester l'influence de l'environnement sur la performance économique	88
3.5.2 Essai de quantification de l'influence de la performance environnementale sur les différentes parties prenantes	96
3.6 Formulation de la question de recherche	102
CHAPITRE 2 – LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE, INTEGRER L'ENVIRONNEMENT DANS LES CADRES DECISIONNELS ET FINANCIERS DE L'ENTREPRISE	104
Partie 1 – La comptabilité environnementale, un outil d'identification, d'estimation, d'enregistrement et de suivi des données économiques liées à la gestion de l'environnement	105
1.1 Préambule, la photographie des coûts environnementaux d'un site industriel	105
1.1.1 Présentation de l'étude de cas	105
1.1.2 Estimations et résultats	107
1.1.3 Problèmes, limites et voies d'améliorations	109
1.2 La comptabilité environnementale, une théorie de gestion	113
1.2.1 Les fondements : entre comptabilité et management	113
1.2.2 Les problèmes de définition d'identification et d'estimation des coûts environnementaux	115
1.2.3 Transcription des rôles des comptabilités générale et analytique : deux visions pour la comptabilité environnementale	119

1.3 Les rôles de la comptabilité environnementale	121
1.3.1 La comptabilité environnementale financière, inscrire l'environnement dans un cadre financier	121
1.3.2 La comptabilité de gestion environnementale, inscrire le management de l'environnement transversalement à l'entreprise	123
1.4 Les outils et méthodes de la comptabilité environnementale	126
1.4.1 Les outils environnementaux	127
1.4.2 Les outils économiques	130
1.4.3 La combinaison d'outils : l'exemple de l'évaluation des investissements de prévention des pollutions	132
Partie 2 - Problématique et hypothèses de recherche	140
2.1 Le contexte de la gestion de l'environnement par les Pouvoirs publics et les entreprises privées	140
2.1.1 Le cadre de la gestion environnementale publique	140
2.1.2 La gestion de l'environnement en entreprise	141
2.2 Le contexte des relations entre environnement et économie	143
2.2.1 Les relations entre performances économique et environnementale	144
2.2.2 Les outils et la gestion de l'environnement dans un cadre économique	146
2.3 Définition de la problématique de recherche et formulation des hypothèses	148
2.3.1 Problématique de recherche	148
2.3.2 Hypothèses de recherche	151
Partie 3 - Observation du terrain de recherche	157
3.1 Caractéristiques du secteur aéronautique	157
3.1.1 Généralités	157
3.1.2 Transport aérien et environnement	160
3.2 Le traitement de surface et le procédé d'Oxydation Anodique Chromique	164
3.2.1 Le traitement de surface	165
3.2.2 Le procédé OAC (Oxydation Anodique Chromique)	170
3.3 Le terrain de recherche : une technologie propre du secteur aéronautique et des traitements de surface	175
3.3.1 Les chromates dans le secteur aéronautique	175
3.3.2 Le cas des traitements de surface	178
3.3.3 Caractérisation du terrain de recherche	180
Partie 4 - La démarche de recherche	184
4.1 Méthodologie de recherche	184
4.2 Le modèle de recherche	187
4.2.1 L'analyse de la situation existante	187
4.2.2 L'analyse des enjeux stratégiques et des voies d'amélioration	190
4.2.3 L'analyse d'investissement	191
4.2.4 La formalisation de notre modèle de recherche final	193
4.3 Le protocole de réponse aux hypothèses	197
4.3.1 Introduction	197
4.3.2 L'étude de cas	197
4.3.3 L'extrapolation	201
CHAPITRE 3 – LE DEPLOIEMENT D'UN MODELE DE COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE : MODELISATION ET ANALYSE DES DONNEES	203

Partie 1 – L’analyse de la situation existante	204
1.1 La modélisation du procédé d’Oxydation Anodique Chromique	204
1.1.1 Méthodologie et présentation du périmètre de la modélisation par un diagramme des flux	204
1.1.2 La modélisation des flux physiques	209
1.1.3 La modélisation économique	218
1.1.4 Résultats et validation du modèle	221
1.2 L’élargissement de la mesure environnementale	233
1.2.1 La méthodologie utilisée et le périmètre de déploiement	233
1.2.2 Déploiement de l’analyse et interprétation des résultats	236
1.3 L’intégration des risques accidentels et chroniques	239
1.3.1 L’analyse des risques accidentels	240
1.3.2 L’analyse des risques chroniques	245
1.3.3 L’analyse des risques judiciaires	247
1.4 L’intégration des risques réglementaires et de marché	248
1.4.1 L’analyse des risques réglementaires	249
1.4.2 L’analyse des risques de marché	258
1.5 L’intégration des coûts intangibles	261
1.5.1 Méthodologie	261
1.5.2 Estimation des coûts intangibles	264
Partie 2 – L’analyse des enjeux stratégiques et des voies d’amélioration	267
2.1 L’analyse des enjeux stratégiques	267
2.1.1 Synthèse des résultats obtenus par l’analyse de la situation existante	267
2.1.2 Identification des enjeux stratégiques	270
2.1.3 Quantification des enjeux stratégiques	274
2.2 L’analyse des voies d’amélioration	280
2.2.1 Identification des voies d’amélioration	280
2.2.2 Quantification des voies d’amélioration	282
2.3 Réponses aux hypothèses de recherche	285
2.3.1 Hypothèse 1 : perception et traduction des enjeux stratégiques de la gestion environnementale	285
2.3.2 Hypothèse 2 : mise en avant et analyse des opportunités d’amélioration économique et environnementale	288
Partie 3 – L’analyse d’investissement	291
3.1 L’approche TCA par la moyenne	291
3.1.1 Comparaison des performances environnementales du nouveau procédé et de l’OAC	291
3.1.2 Comparaison des performances économiques du nouveau procédé et de l’OAC	295
3.1.3 L’analyse d’investissement, Hypothèse 3	303
3.2 Approche TCA et simulation de Monte Carlo	311
3.2.1 Dimensionnement de la méthode Monte Carlo	311
3.2.2 Simulation de Monte Carlo	315
Partie 4 – Le dimensionnement d’une comptabilité environnementale étendue	319
4.1 Revue des résultats obtenus	319
4.1.1 L’estimation des coûts environnementaux	319
4.1.2 La prise de décision	321
4.2 Extrapolation à un périmètre élargi	323

4.2.1 Le système de suivi sur le périmètre de notre étude de cas	323
4.2.2 Extrapolation aux activités de traitement de surface et à des activités similaires	327
4.2.3 Réponse à l'hypothèse de recherche	328
4.3 Recommandations	329
4.3.1 Le déploiement sur des sites pilotes	329
4.3.2 La mise en place d'un benchmarking	331
4.3.3 Synthèse	332
CONCLUSION GENERALE	333
REFERENCES	337
ANNEXES	344
Annexe 1 – Le modèle des flux physiques	345
Annexe 2 – Le modèle des coûts	350
Annexe 3 – Les impacts environnementaux et économiques modélisés (Année 2005)	354
Annexe 4 – Les résultats détaillés de l'ACV simplifiée	354
Annexe 5 – Analyse Préliminaire des Risques : les événements craints et leurs conséquences économiques	355
Annexe 6 – L'estimation des risques chroniques	357
Annexe 7 – L'estimation des risques judiciaire	361
Annexe 8 – L'arbre des événements de la réglementation REACH	362
Annexe 9 – Les meilleures technologies disponibles du secteur des traitements de surface	364
Annexe 10 – Le modèle construit pour la simulation de Monté Carlo	364