

Résumé

Dans ses publications, la Commission européenne indique régulièrement des différences entre les objectifs définis par les Directives environnementales européennes et leur mise en œuvre dans les Etats membres. Tandis que, du point de vue juridique de cette institution, de tels déficits dans la mise en œuvre (*'implementation gaps'*) sont non désirables, d'un point de vue économique normatif, ils peuvent être justifiés, dans certains cas, par des considérations d'efficacité si la politique initiale comporte des inefficacités.

La thèse porte sur la mise en œuvre (implémentation) des Directives environnementales européennes. Plus précisément, elle évalue de manière approfondie l'efficacité de la Directive 89/429/CEE relative aux émissions atmosphériques des incinérateurs des déchets municipaux existants et le coût-efficacité de sa mise en œuvre en France, en Allemagne, aux Pays-Bas et au Royaume Uni. L'un des axes directeurs de ce travail a consisté à déterminer si des inefficacités potentielles de la politique auraient pu justifier, d'un point de vue économique, l'existence d'un *'implementation gap'* et si la mise en œuvre a (en partie) amélioré l'efficacité de la politique.

Une revue des origines fréquentes de déficits dans la mise en œuvre de la politique environnementale européenne proposées par la littérature des sciences politiques souligne deux caractéristiques de la politique européenne : la séparation des compétences entre la définition d'une politique et sa mise en œuvre, qui se traduit potentiellement par un manque de prise en compte des problèmes de mise en œuvre par les décideurs pendant la conception d'une politique ; et l'hétérogénéité des situations nationales qui sont difficiles à appréhender par une politique commune. Les deux caractéristiques sont importantes par rapport aux coûts de mise en œuvre, dans la mesure où un enseignement de la théorie économique préconise que la minimisation des coûts agrégés d'une politique nécessite de prendre correctement en compte les situations locales.

L'étude de l'efficacité économique de la Directive relative aux incinérateurs des déchets municipaux par rapport à la répartition des tâches entre le niveau européen et celui des Etats membres, et par rapport au coût-efficacité de la différenciation des objectifs indique que cette politique n'a probablement pas été optimale. Par conséquent, nous analysons à partir d'études de cas, si et dans quelle mesure la mise en œuvre a réduit ces inefficacités. Pour la France, la thèse comporte également une analyse économétrique des déterminants du comportement des inspecteurs en charge du contrôle et de l'implémentation sur le terrain. Les résultats indiquent que deux pays ont réussi à réduire leurs coûts pendant la mise en œuvre, et au moins dans un cas la mise en œuvre a en effet amélioré le rapport coût-efficacité de la Directive européenne. En revanche, savoir si l'efficacité globale de cette politique a été améliorée reste une question ouverte.

Mots clés :

Politique environnementale européenne, mise en œuvre ('implémentation'), suivi et contrôle, mise en conformité, déficit dans la mise en œuvre, efficacité économique, coût-efficacité, politique environnementale stratégique, fédéralisme environnemental, études économétriques, facteurs guidant le comportement des acteurs, principe de subsidiarité

Abstract

In its communications, the European Commission regularly points to a shortfall between the objectives defined by European environmental Directives and their implementation in the Member States. While from the legal perspective of this institution, such implementation gaps are undesirable, from a normative economic point of view they can in certain cases be justified by efficiency considerations, provided the initial policy is subject to inefficiencies.

This thesis analyses the implementation of European environmental Directives. More specifically, it studies in detail the efficiency of the Council Directive of 21 June 1989 on the reduction of air pollution from existing municipal waste-incineration plants (89/429/EEC) and the cost-effectiveness of its implementation in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom. One of the guiding questions is whether possible inefficiencies in this policy may have justified an implementation deficit from an economic point of view and whether implementation has (partly) restored the efficiency of the policy.

A review of frequent origins of implementation gaps in European environmental policy suggested by political science based literature highlights two features of European policy making: the separation of competences in policy making and implementation which potentially results in policy makers neglecting implementation issues during the policy design phase; and the heterogeneity of national contexts which are difficult to accommodate by one European policy. Both are important with respect to implementation costs, as one lesson of economic theory is that minimising the overall costs of a regulation requires to properly take into account local situations.

Studying the economic efficiency of the municipal waste incineration Directive with respect to its allocation of tasks between the European and the Member State levels and with respect to the cost-effectiveness of its standard differentiation suggests that this policy was probably not optimal. Subsequently, the thesis investigates in a case study based analysis whether and in how far implementation processes have reduced these inefficiencies. Additionally, for France, the thesis includes an econometric analysis of the factors driving the behaviour of the enforcers in charge of the implementation on the ground. The results suggest that two countries managed to reduce costs during implementation and that at least in one case implementation has actually reduced the cost-ineffectiveness of the European Directive, while it remains open whether this policy's efficiency overall has been increased.

Key words:

European environmental policy, policy implementation, monitoring and enforcement, compliance, implementation gap, economic efficiency, cost-effectiveness, goal attainment, strategic environmental policy making, environmental federalism, econometric studies, driving forces, subsidiarity principle

Acknowledgements

This thesis was made possible when I was offered a place as a PhD student at the Centre d'Economie Industrielle (CERNA) at the Ecole des Mines de Paris, which is regularly involved in European research projects. This gave me the opportunity to participate in the research project 'The Implementation of EU Environmental Policies: Efficiency Issues (IMPOL)' which investigated the implementation of two European environmental Directives and one environmental Regulation in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom. This project provided the basis for many of the empirical research results presented in this thesis. It was funded by the European Commission's DG RTD under the Environment and Climate RTD Programme 'Human Dimensions of Environmental Change' as well as by the Agence pour l'Environnement et la Maîtrise de l'Energie (ADEME), which also paid my PhD scholarship.

I would first of all like to thank Matthieu Glachant for his encouragement and his constructive discussion of my work. I am likewise grateful for many comments and suggestions received at CERNA internal seminars, as well as those received from IMPOL partners during joint publications. I am further grateful to Martina Chidiak, Jürgen Meyerhoff, Jens Horbach, Julia Haake, Jean-Louis Pasquier, Sander de Bruyn and Yann Menière whose comments have helped me to improve previous versions of several chapters, and to Jacques Benhaïm, Stewart Doris and Jennie Irving for taking the time to check the grammar and style of some parts of this thesis. Needless to say, I am fully responsible for any remaining mistakes.

My thanks go also to Gérard Gié and Hervé-Patrick Charlot for having let me use the facilities of their office during the finalising phase of the thesis which made this task much easier and more pleasant than it would have been isolated in my office at home. Finally, and importantly, I also benefited from the continuous support and moral encouragement of Thierry Manilève and my family.

TABLE OF CONTENTS

LIST OF BOXES	XII
LIST OF FIGURES	XII
LIST OF TABLES	XII
ABBREVIATIONS	XV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION GENERALE	1
1 LE POINT DE VUE DE LA COMMISSION EUROPEENNE SUR LA QUESTION DE LA MISE EN OEUVRE	1
2 MOTIVATION, OBJECTIFS ET METHODOLOGIE	3
2.1 Notre cadre d'évaluation de l'implémentation	3
2.2 Objectifs	4
2.3 Une analyse empirique et interdisciplinaire d'une question normative	5
3 PLAN DE THÈSE DÉTAILLÉ	6
CHAPTER 1 INTRODUCTION	19
1 THE EUROPEAN COMMISSION'S VIEW OF THE IMPLEMENTATION ISSUE	19
2 MOTIVATION, OBJECTIVES AND METHODOLOGY	20
2.1 Our framework for an evaluation of implementation	20
2.2 Objectives	21
2.3 An empirical inter-disciplinary analysis of a normative question	23
3 DETAILED THESIS PLAN	23
PART A: INTRODUCING THE DEBATE ON IMPLEMENTATION	33
CHAPTER 2 TOWARDS AN EFFICIENCY VIEW OF ENVIRONMENTAL POLICY IMPLEMENTATION IN A EUROPEAN CONTEXT	35
1 INTRODUCTION	35
PART I ENVIRONMENTAL POLICY IMPLEMENTATION IN AN EU CONTEXT	35
2 IMPLEMENTATION ACCORDING TO THE COMMISSION'S DEFINITION	36
3 THREE CHANNELS FOR THE ENFORCEMENT OF EU ENVIRONMENTAL POLICY	37
3.1 Enforcement by Member States – an enforcement channel not specific to EU policy implementation	37
3.2 Top-down control of implementation by EU institutions	39
3.3 A complementary enforcement channel: bottom-up enforcement by individuals	43
PART II THE EUROPEAN COMMISSION'S ASSESSMENT OF IMPLEMENTATION OUTCOMES	46
4 CONCERN ABOUT AN IMPLEMENTATION GAP	46
4.1 Delayed recognition of the importance of implementation and enforcement	46
4.2 How implementation became a political issue	47
4.3 Official documents reflect the rising concern for implementation issues	47
5 WHAT IS THE AVAILABLE EVIDENCE ON AN IMPLEMENTATION GAP AND ITS SIZE IN ENVIRONMENTAL POLICY?	48
5.1 Indications of the relative importance of a gap in environmental policy implementation	49
5.2 Which steps of policy implementation pose the largest problems?	50
5.3 What are the patterns of Member States' implementation records?	52
5.4 Why an assessment of the size of the implementation gap based upon the European Commission's data is difficult	53

PART III	IMPLEMENTATION AND SUBSIDIARITY	54
6	TOWARDS A MORE GENERAL VIEW ON THE EFFICIENCY OF IMPLEMENTATION	55
6.1	The scope of a Directive determines what implementation consists in	55
6.2	The subsidiarity principle and its impact on preferred policy instruments	57
6.3	The subsidiarity dimension of implementation in European environmental policy	59
7	CONCLUSIONS	60
CHAPTER 3	HOW DO POLITICAL SCIENCE STUDIES OF EU ENVIRONMENTAL POLICY EXPLAIN AN IMPLEMENTATION GAP?	63
<hr/>		
1	INTRODUCTION	63
2	EXPLANATORY FACTORS RELATED TO THE INSTITUTIONAL ARCHITECTURE AND DECISIONAL PROCEDURES IN THE EUROPEAN UNION	63
2.1	Decision making on a centralised policy level: separation of competences furthers an implementation gap	64
2.1.1	<i>Limited control of EU policy makers and discretion of local implementers</i>	64
2.1.2	<i>Neglect of implementation issues in the policy design phase</i>	65
2.2	The impact of decisional procedures within and between EU institutions	67
2.2.1	<i>Does a reduced power of the Council of Ministers further ambitious legislation?</i>	67
2.2.2	<i>Decision making within the Council of Ministers - a counterproductive search for consensus?</i>	69
3	EXPLANATORY FACTORS RELATED TO THE HETEROGENEITY OF NATIONAL CONTEXTS	71
3.1	‘Administrative fit’ as central explanatory variable for implementation outcomes - the initial model	72
3.1.1	<i>The ‘objective’ adaptation pressure: constellations of national traditions and the content of European policies</i>	74
3.1.2	<i>Taking policy actors into account: the impact of institutional factors and policy context on perceived adaptation pressure</i>	77
3.1.3	<i>The dynamic view: the impact of institutional and regulatory reforms</i>	80
3.1.4	<i>Pros and cons of the initial fit approach</i>	83
3.2	Variations to the Fit-Model	84
3.2.1	<i>Do policy structure and style matter more than policy contents?</i>	84
3.2.2	<i>The Pull-and-Push Model – a stronger role given to societal actors</i>	85
3.2.3	<i>A predominant role given to institutional ‘veto points’ in explaining implementation effectiveness</i>	87
3.3	From a study of compliance to a study of factors determining environmental performance	89
4	ACTOR CENTRE EXPLANATIONS FOR A LACK IN COMPLIANCE	92
4.1	Explaining state behaviour: non-compliance owing to inability or to unwillingness?	92
4.2	The role of private actors for compliance	95
5	CONCLUSIONS	97
PART B:	EVALUATING THE EFFICIENCY AND COST-EFFECTIVENESS OF IMPLEMENTATION	99
CHAPTER 4	AN ECONOMIC ASSESSMENT OF DIRECTIVE 89/429/EEC – WAS THE POLICY DECISION TAKEN AT THE APPROPRIATE LEVEL?83	101
<hr/>		
1	INTRODUCTION	101
2	THE DIRECTIVE’S BACKGROUND, ENVIRONMENTAL ISSUES ADDRESSED AND SPECIFIC REQUIREMENTS	101
2.1	The legal context	101
2.2	The rationale of the Directive: environment and health hazards related to waste incineration	102
2.3	Environmental issues addressed by the Directives	102
2.4	Scope and requirements of Directive 89/429/EEC	103

3	THE NEGOTIATION OF THE DIRECTIVE: COST CONSIDERATIONS SEEM TO HAVE PLAYED A MAJOR ROLE	105
3.1	Differentiation of compliance deadlines	105
3.2	Differentiation of emission limit values	106
3.3	Scope and strictness of emission limits	106
3.4	Progressive adaptation to advanced technology	107
3.5	Conclusion	107
4	ECONOMIC CRITERIA FOR ASSESSING THE ADEQUATE LEVEL OF POLICY DECISIONS	108
4.1	The point of view of the environmental federalism literature	109
4.1.1	<i>General pros and cons of centralisation and decentralisation</i>	109
4.1.2	<i>Optimal government levels corresponding to specific environmental problems</i>	111
4.1.3	<i>Concern over a ‘race-to-the-bottom’ – only a theoretical complication of benchmark case II?</i>	113
4.1.4	<i>Conclusions from the environmental federalism literature</i>	115
4.2	Strategic environmental policy concerns	116
4.2.1	<i>Cases where producers act on competitive markets</i>	117
4.2.2	<i>Cases where markets are imperfectly competitive</i>	117
4.2.3	<i>A short summary on strategic environmental policy making</i>	118
4.3	When is European environmental policy making justified from an economic point of view?	119
4.4	A political-juridical criterion - The policy objective of a ‘level playing field’	119
5	IS THE REGULATION OF MUNICIPAL WASTE INCINERATORS AT THE EUROPEAN LEVEL AN EFFICIENT POLICY DECISION?	120
5.1	Market distortions between countries cannot justify the European policy because waste incineration markets are local	121
5.1.1	<i>Regulations and institutional constraints prohibit waste transports</i>	121
5.1.2	<i>Transport costs limit the distance over which waste shipments for incineration are economically viable</i>	123
5.2	Market distortions between waste producers cannot justify the Directive because the impact of waste incineration costs on production costs is too low and industrial waste producers have alternative waste treatment options	125
5.3	Transboundary spill-over effects from pollutants do not give a general justification for the European policy because most pollutants regulated are local	126
6	CONCLUSIONS	128
Annex 4.A:	The Directives’ requirements in detail	129
Annex 4.B:	Evolution of requirements during the Directives’ negotiation process	132
Annex 4.C:	National emission limits applicable prior to, and after, the adoption of the MWI Directive in Germany and France	139
Annex 4.D:	Waste incineration cost data for France and Europe	140
CHAPTER 5	EFFICIENCY PROPERTIES OF THE DIRECTIVE’S CONTENTS	143
1	INTRODUCTION	143
2	CONTEXT OF MUNICIPAL WASTE INCINERATION IN EU MEMBER STATES AROUND 1990	143
2.1	Importance of municipal waste incineration, plant number and capacities across Member States: a heterogeneous picture	144
2.2	Pre-existing legislation differs significantly across Germany, the Netherlands, France and the United Kingdom	146
2.2.1	<i>The situation in Germany prior to the EU Directive’s implementation</i>	147
2.2.2	<i>The situation in the Netherlands prior to the EU Directive’s implementation</i>	147
2.2.3	<i>The situation in France prior to the EU Directive’s implementation</i>	148
2.2.4	<i>The situation in the United Kingdom prior to the EU Directive’s implementation</i>	149
2.3	Synthesis	150

3	TO WHAT EXTENT IS THE DIRECTIVE'S STANDARD DIFFERENTIATION COST-EFFECTIVE?	150
3.1	Why the focus on cost-effectiveness?	150
3.2	Can emission standards be cost-effective?	151
3.3	What can be said about the Directive's differentiation of emission standards in terms of cost-effectiveness?	151
3.4	A method to analyse cost-effectiveness based on indirect cost indicators	152
3.5	Cost-effectiveness of the Directive in relation to the heterogeneity of compliance costs	154
3.5.1	<i>Heterogeneity of aggregate compliance costs across countries</i>	154
3.5.2	<i>Cost heterogeneity within the countries</i>	156
4	CONCLUSIONS	156
Annex 5.A	Economies of scale in abatement technology for municipal waste	159
CHAPTER 6	AN EMPIRICAL EVALUATION OF ENVIRONMENTAL COMPLIANCE AND COST-EFFECTIVENESS – THE IMPLEMENTATION OF DIRECTIVE 89/429/EEC	161
1	INTRODUCTION	161
2	COMPLIANCE DIFFERS BETWEEN THE FOUR COUNTRIES	161
2.1	The Directive's implementation in France	162
2.1.1	<i>Transposition of the Directive's minimal requirements into French regulation</i>	162
2.1.2	<i>Delayed goal attainment in France</i>	163
2.2	The Directive's implementation in Germany	165
2.2.1	<i>Domestic regulation enables early transposition in Germany</i>	165
2.2.2	<i>High goal attainment level in Germany/North Rhine-Westphalia</i>	166
2.3	The Directive's implementation in the Netherlands	168
2.3.1	<i>Late but ambitious transposition into Dutch regulation</i>	168
2.3.2	<i>High goal attainment level in the Netherlands</i>	168
2.4	The Directive's implementation in the United Kingdom (England and Wales)	169
2.4.1	<i>A late transposition into UK regulation</i>	169
2.4.2	<i>Reasonable goal attainment level in the United Kingdom</i>	170
3	WERE THE ACTUAL IMPLEMENTATION PATHS MORE COST-EFFECTIVE THAN THE DIRECTIVE'S REQUIREMENTS?	172
4	CONCLUSIONS	174
Annex 6.A	Emission standards and monitoring requirements in the transposition of the Directive in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom	177
Annex 6.B	French 'existing' municipal waste incineration plant park - plants in operation in the early 1990s	181
Annex 6.C:	Information Covered by Various French Plant Inventories	188
Annex 6.D:	Emission data of 10 NRW incinerators	191
Annex 6.E:	Emission data of 6 Dutch incinerators	194
CHAPTER 7	DRIVING FORCES BEHIND NATIONAL COMPLIANCE PATHS	197
1	INTRODUCTION	197
2	FRANCE	197
2.1	Lacking public awareness with respect to environmental and health hazards from incineration clears the way for late compliance and enforcement	197
2.2	Political considerations of plant owners affect compliance decisions	199
2.3	New French waste law affects compliance choices by creating policy interactions and uncertainty	200
2.4	Conflicting interests and political pressure hinder enforcement	201
2.5	Enforcement finally results in compliance	203

3	GERMANY (NORTH RHINE-WESTPHALIA)	205
3.1	High public interest in emissions from waste incineration furthers strict laws and compliance	205
3.2	Co-operation from the operator side also furthered by the possibility to pass on compliance costs	206
3.3	Automatic monitoring and reporting ensures transparency	207
3.4	A voluntary agreement furthers early compliance in NRW	209
3.5	Technical factors explain over-compliance also with stricter German standards	209
4	THE NETHERLANDS	210
4.1	Increasing public and political concern over emissions from municipal waste incineration furthers strict legislation	210
4.2	Search for political acceptance of incineration and possibility to pass on costs create and interest community	211
4.3	Monitoring is quasi perfect and non-compliance informally resolved	212
5	THE UNITED KINGDOM (ENGLAND AND WALES)	214
5.1	Outdated state of plants would have implied huge retrofitting costs	214
5.2	Slow reform of the regulatory system of industrial pollution leads to late transposition	215
5.3	Restrictions on local government expenditure render the financing of abatement equipment largely unfeasible	215
5.4	Further policy interactions explain the selective upgrade of plants	216
5.5	Non-compliance is penalised	217
6	CROSS COUNTRY COMPARISON	218
7	THE FINDINGS IN THE LIGHT OF THE POLITICAL SCIENCE BASED EXPLANATIONS OF EFFECTIVE IMPLEMENTATION	220
PART C: ECONOMETRIC EVALUATION OF COMPLIANCE AND ENFORCEMENT		221
CHAPTER 8	A DISCUSSION OF THREE SELECTED MONITORING AND ENFORCEMENT MODELS	223
1	INTRODUCTION	223
2	AN APPLICATION OF BECKER'S (1968) APPROACH TO THE ENVIRONMENT	223
2.1	The properties of the optimal policy when there exist positive monitoring and enforcement costs	224
2.2	Heterogeneous polluters and uniform standards	225
2.3	Summary of the results and discussion	227
3	CONDITIONS FOR A COST-EFFECTIVE IMPLEMENTATION GAP - HARRINGTON'S (1988) TARGETING MODEL	227
3.1	The modelling approach	227
3.2	The model	228
3.3	Which firms should be targeted?	229
3.4	The optimal targeting scheme towards f_{10} firms	230
3.5	Implications of Harrington's targeting model for our empirical study of monitoring and enforcement	231
4	THE FIRST ATTEMPT TO TREAT INITIAL COMPLIANCE - HARFORD'S (2000) MODEL	231
4.1	The general intuition and results	232
4.2	The model	232
4.3	Optimal abatement should have a capital bias	232
4.4	Bargaining for more capital input is optimal when the regulator cannot use a technology standard	234
4.5	Synthesis	235
4.6	Assumptions retained for an empirical econometric study of enforcement and compliance in France	235
5	CONCLUSIONS	236

CHAPTER 9	A REVIEW OF ECONOMETRIC STUDIES ON COMPLIANCE, MONITORING AND ENFORCEMENT BEHAVIOUR IN ENVIRONMENTAL REGULATION	239
<hr/>		
1	INTRODUCTION	239
2	A METHODOLOGICAL ISSUE FIRST: ENDOGENEITY OF COMPLIANCE AND MONITORING AND ENFORCEMENT DECISIONS	240
2.1	An early study: compliance and monitoring decisions modelled as independent of each other	240
2.2	Taking the endogenous character of compliance and enforcement decisions into consideration	240
2.3	Specific compliance solutions and enforcement may also be endogenous	242
3	WHAT DO THE EMPIRICAL STUDIES SAY ABOUT THE EFFECTIVENESS OF MONITORING AND ENFORCEMENT?	243
3.1	Do monitoring and enforcement induce compliance with environmental standards?	243
3.2	Are monitoring and enforcement substitutes?	246
3.3	What is the effect of monitoring and enforcement activity on plants' self-reporting behaviour?	246
3.4	Alternative enforcement tools	247
3.5	Summary	249
4	ACCORDING TO WHICH RULES ARE MONITORING AND ENFORCEMENT APPLIED IN PRACTICE?	250
4.1	A stylised set of behavioural patterns that may underlie enforcer behaviour	250
4.2	What are the enforcers' objectives?	252
4.3	Does the affiliation to specific industrial sectors matter for enforcement strategies?	258
4.4	Are there differences between geographical zones?	260
4.5	Alternative Political Behaviour Theories	261
4.6	What do the studies allow to say about the efficiency of monitoring and enforcement and of a possible implementation gap?	262
5	CONCLUSIONS	263
CHAPTER 10	AN EMPIRICAL EVALUATION OF INITIAL COMPLIANCE AND ENFORCEMENT IN FRANCE	265
<hr/>		
1	INTRODUCTION	265
2	THE REGULATION AND MUNICIPAL WASTE INCINERATION IN FRANCE - A REMINDER	266
2.1	The Directive 89/429/EEC and the French municipal waste incineration sector	266
2.2	The enforcer	267
3	THE DATA SET	267
4	MODELS AND RESULTS	269
4.1	The compliance models	269
4.2	A naive enforcement model	276
4.3	Endogeneity issues	277
5	CONCLUSIONS	281
CHAPTER 11	OVERALL RESULTS AND CONCLUDING REMARKS	283
<hr/>		
1	EMPIRICAL EVIDENCE ON IMPLEMENTATION BEING MORE THAN ENFORCEMENT	284
2	RESULTS SUGGESTING THAT THE DIRECTIVE WAS SUBJECT TO INEFFICIENCIES	285
3	ONLY LIMITED SUPPORT FOR IMPLEMENTATION HAVING REDUCED THE INEFFICIENCIES INCLUDED IN THE DIRECTIVE	288
3.1	Evidence from a qualitative assessment of the cost-effectiveness of implementation paths	288
3.2	Evidence from an econometric assessment of the French compliance path	290
3.3	Implementation has partly increased cost-effectiveness but not necessarily efficiency	292

4	CONCLUDING REMARKS AND OPEN ISSUES	292
4.1	Ex ante or ex post flexibility to cope with national heterogeneity and unexpected policy interactions?	292
4.2	Integration and coordination to better deal with policy interactions?	293
4.3	Multiple needs for information provision	294
CHAPITRE 11 RESULTATS GENERAUX ET REMARQUES FINALES		295
1	L'IMPLEMENTATION EST SOUVENT PLUS QUE LE SUIVI ET LE CONTROLE D'UN POINT DE VUE EMPIRIQUE	296
2	RESULTATS INDIQUANT DES INEFFICACITES INHERENTES A LA DIRECTIVE	298
3	LA REDUCTION DES INEFFICACITES INHERENTES DE LA DIRECTIVE PAR L'IMPLEMENTATION N'EST VALIDEE QUE PAR DES RESULTATS PARTIELS	301
3.1	Résultats d'une évaluation coût-efficacité qualitative des choix de mise en oeuvre	301
3.2	Résultats d'une évaluation économétrique des choix français de mise en conformité	304
3.3	La mise en oeuvre a en partie amélioré le rapport coût-efficacité, mais pas nécessairement l'efficacité	305
4	REMARQUES FINALES ET QUESTIONS OUVERTES	306
4.1	Flexibilité <i>ex ante</i> ou <i>ex post</i> pour faire face à l'hétérogénéité nationale et aux interactions politiques inattendues ?	306
4.2	Intégration et coordination pour mieux faire face aux interactions politiques ?	307
4.3	Besoins multiples de mise à disposition d'information	308
REFERENCES		309

LIST OF BOXES

Box 2.1:	The European Commission's definition of implementation	36
Box 2.2:	Five types of possible non-compliance with EU legislation	39
Box 2.3	The European Commission's formal enforcement procedure against Member States before the adoption of the Maastricht Treaty	39
Box 2.4:	The European Commission's formal enforcement procedure after the adoption of the Maastricht Treaty	41
Box 2.5:	The principle of direct effect	44
Box 2.6:	The Francovich case	44
Box 2.7:	Examples for the three broad types of directives	55
Box 2.8:	The European Treaty's definition of the subsidiarity principle	57
Box 3.1:	Variables explaining 'objective' adaptation pressure	75
Box 3.2:	Variables explaining 'perceived' adaptation pressure	77
Box 3.3:	Explanatory variable reform capacity	80
Box 3.4:	Explaining implementation outcomes of the Packaging and Packaging Waste Directive in three Member States	88
Box 3.5:	The implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in England and Wales	91
Box 7.1:	The French administrative system of environmental policy implementation	201
Box 7.2:	Formal enforcement procedure in France	204
Box 7.3:	Allocation of competences in implementation of environmental legislation in Germany	208
Box 7.4:	The organisation of municipal waste management in the Netherlands	211
Box 7.5:	A multi-level monitoring and enforcement system	213
Box 9.1:	Targeting patterns according to Dion et al. (1998)	250
Box 9.2:	Summary of major assumptions for Kleit et al.'s (1998) study	261

LIST OF FIGURES

Figure 2.1:	Infringement cases in motion at 31st December 2002, percentage in total cases, by sector	49
Figure 2.2:	Infringement proceedings commenced against Member States in 1982 to 1990 in the environment sector	50
Figure 2.3:	Infringement proceedings decided upon and current by 31 December 1989, by Member State	51
Figure 2.4:	Notification of implementation measures for environmental directives applicable by 31 December 1997	52
Figure 5.1:	Abatement cost and plant age	153
Figure 7.1:	Key explanatory variables of the French compliance path	205
Figure 7.2:	Key explanatory variables of the German compliance path	210
Figure 7.3:	Key explanatory variables of the Dutch compliance path	213
Figure 7.4:	Key explanatory variables of the UK compliance path	218

LIST OF TABLES

Table 2.1:	Cases under examination as of 31st December 1998, 2000 and 2001 in the environment sector	40
Table 2.2:	Suspected infringements and their origins (all sectors)	42
Table 2.3:	Percentage of infringement cases in total cases of all sectors	49
Table 3.1:	German and British administrative traditions in environmental policy	72
Table 3.2:	Administrative implications of selected policies	73
Table 3.3:	Initial 'objective' administrative pressure and implementation effectiveness	76
Table 3.4:	Perceived administrative adaptation pressure and implementation effectiveness	79
Table 3.5:	Perceived administrative adaptation pressure in the UK after policy reforms	82
Table 3.6:	Major misfits between EU policy and Member state traditions	84
Table 3.7:	Pressure mobilisation and implementation outcomes in Germany	86
Table 3.8:	Pressure mobilisation and implementation outcomes in Spain	86
Table 3.9:	Theoretical approaches in the IR compliance literature	93
Table 3.10:	Tests on compliance hypotheses in the EU	94
Table 4.1:	Pollutants regulated by Directives 89/429/EEC and 89/369/EEC	103

Table 4.2:	EU emission limits in mg/m ³ for existing incinerators	104
Table 4.3:	Spatial scale of pollutants regulated by Directive 89/429/EEC as assessed in the early 1990s	126
Table 4.A.1:	EU emission limits in mg/m ³ for new incinerators	129
Table 4.A.2:	Monitoring requirements for new plants	129
Table 4.A.3:	Monitoring results indicating compliance of new plant	130
Table 4.A.4:	Monitoring requirements specified for existing plant	130
Table 4.A.5:	Measurement results indicating compliance of existing plant	131
Table 4.B.1:	Evolution of requirements for new plant	132
Table 4.B.2:	Evolution of requirements for existing plant	135
Table 4.C.1:	German and French regulation towards MWI before the Directive's adoption	139
Table 4.C.2:	German and French regulation towards MWI after the Directive's implementation	139
Table 4.D.1:	Estimated cost of alternative abatement technology for MWI plant	140
Table 4.D.2:	Waste incineration pollution control options expected to be applied in 2000	141
Table 4.D.3:	Incineration costs for compliance with the ministerial order of January 1991 in France	142
Table 4.D.4:	Differences in incineration costs according to energy recovery option	142
Table 4.D.5:	Incineration costs across European countries	142
Table 5.1:	Share of waste incineration in overall municipal solid waste treatment and number of municipal waste incineration plants in 1993	144
Table 5.2:	Number of 'existing' plants and capacity classes in the case study countries, early 1990	145
Table 5.3:	Economies of scale for a basic emission control system able to meet the 1989 Directive's requirements	146
Table 5.4:	EU Directive and German pre-existing emission limits in mg/m ³ for existing incinerators	147
Table 5.5:	EU Directive and Dutch pre-existing emission limits in mg/m ³ for existing incinerators	148
Table 5.6:	Limits for atmospheric emissions according to the arrêté of 1986	149
Table 5.7:	Limits for atmospheric emissions according to the technical instruction of 1972	149
Table 5.8:	Cost heterogeneity according to plant size of large MWIs	154
Table 5.9:	Cost heterogeneity according to plant size of small MWIs	155
Table 5.10:	Cost heterogeneity according to plant age of large MWIs	155
Table 5.11:	Cost heterogeneity according to plant age of small MWIs	156
Table 5.A.1:	Costs of control option A	159
Table 5.A.2:	Costs of control option C	159
Table 5.A.3:	Total annual capital and operating and maintenance costs, assuming the abatement equipment's life span is 10 years	160
Table 5.A.4:	Total annual capital and operating and maintenance costs, assuming the abatement equipment's life span is 20 years	160
Table 6.1:	Compliance choice of French MWIs by 2003	163
Table 6.2:	Timing of compliance behaviour by French MW incinerators	164
Table 6.3:	Compliance path of existing municipal waste incinerators in NRW	167
Table 6.4:	Compliance path of existing municipal waste incinerators in the Netherlands	169
Table 6.5:	Compliance path of existing municipal waste incinerators in the UK	171
Table 6.6:	Cost-characteristics of incinerator parks and cost-performance of implementation paths	172
Table 6.7:	Closure of plants in the Netherlands	174
Table 6.8:	Retrofit of plants in the Netherlands	174
Table 6.9:	Summary of countries' compliance paths and implementation outcomes	175
Table 6.A.1:	Emission standards for existing municipal waste incineration plants according to the arrêté of 25th January 1991	177
Table 6.A.2:	French monitoring requirements for MWI	177
Table 6.A.3:	EU and German emission limits in mg/m ³ for existing incinerators	178
Table 6.A.4:	German monitoring requirements for MWI independent of plant capacity	178
Table 6.A.5:	EU and Dutch emission limits in mg/m ³ for existing incinerators	179
Table 6.A.6:	Dutch monitoring requirements for MWI independent of plant capacity	179
Table 6.A.7:	EU and UK emission limits in mg/m ³ for existing incinerators	180
Table 6.A.8:	UK monitoring requirements for MWI > 1 t/h	180
Table 6.B.1:	Compliance information on the French plant park - capacity group c < 1 t/h	181

Table 6.B.2:	Compliance information on the French plant park - capacity group 1 t/h \leq c \leq 3 t/h	182
Table 6.B.3:	Compliance information on the French plant park - capacity group 3 t/h $<$ c \leq 6 t/h	185
Table 6.B.4:	Compliance information on the French plant park - capacity group c $>$ 6 t/h	185
Table 6.B.5:	Compliance information on the French plant park - capacity group: NV (probably very small plants)	186
Table 6.C.1:	Synthetic presentation of information covered by the inventories	189
Table 6.D.1:	Emissions of incinerator A in mg/m ³	191
Table 6.D.2:	Emissions of incinerator B in mg/m ³	191
Table 6.D.3:	Emissions of incinerator C in mg/m ³	191
Table 6.D.4:	Emissions of incinerator D in mg/m ³	191
Table 6.D.5:	Emissions of incinerator E in mg/m ³	192
Table 6.D.6:	Emissions of incinerator F in mg/m ³	192
Table 6.D.7:	Emissions of incinerator G in mg/m ³	192
Table 6.D.8:	Emissions of incinerator H in mg/m ³	192
Table 6.D.9:	Emissions of incinerator I in mg/m ³	192
Table 6.D.10:	Emissions of incinerator J in mg/m ³	193
Table 6.E.1:	Emissions of incinerator VVI Alkmaar	194
Table 6.E.2:	Emissions of incinerator ARN Weurt	194
Table 6.E.3:	Emissions of incinerator Avira Arnhem	194
Table 6.E.4:	Emissions of incinerator AVR Rijnmond	195
Table 6.E.5:	Emissions of incinerator Gevudo Dordrecht	195
Table 6.E.6:	Emissions of incinerator Roteb Rotterdam	195
Table 7.1:	Timing of officially recorded formal enforcement steps towards large MWIs	203
Table 7.2:	Timing of officially recorded formal enforcement steps towards small MWIs	204
Table 9.1:	Impacts of inspections on BOD discharges in models of differing sophistication	242
Table 9.2:	Estimation results of second-stage estimations	243
Table 9.3:	Industrial sectors, countries and variables whose effect on compliance is studied	244
Table 9.4:	Industrial sectors, countries and dependent variables studied	248
Table 9.5:	Variables and their interpretation in terms of targeting strategies	252
Table 9.6:	Explicitly and implicitly estimated patterns of enforcer behaviour	254
Table 9.7:	Industrial sectors, countries and variables explaining enforcement studied	255
Table 9.8:	Average impact of independent variables on the penalty	257
Table 9.9:	Variables influencing enforcement behaviour with respect to individual industrial sectors	259
Table 9.10:	Geographic zones studied and patterns of enforcement behaviour	260
Table 10.1:	Descriptive statistics	268
Table 10.2:	Distribution of the variable DELAY	269
Table 10.3:	Compliance status in 1996	269
Table 10.4:	Basic compliance logit model	270
Table 10.5:	Expected impacts of the cost variables in the multiple choice compliance model	271
Table 10.6:	Multinomial logit compliance model	272
Table 10.7:	Predicted impacts of VINTAGE on the probabilities of being compliant using the multinomial logit compliance model	273
Table 10.8:	Two-stage logit compliance model	274
Table 10.9:	Compliance delay Poisson model	275
Table 10.10:	Naive enforcement logit model	276
Table 10.11:	Descriptive statistics on enforcement	277
Table 10.12:	Logit compliance model taking into account predicted enforcement	278
Table 10.13:	Multinomial logit compliance model taking predicted enforcement into account	279
Table 10.14:	Descriptive statistics on the compliance delay in relation to predicted enforcement	279
Table 10.15:	Enforcement logit model taking predicted compliance into account	280
Table 10.16:	Descriptive statistics on enforcement in relation to compliance	281

Abbreviations

AI	Access to Information
As	Arsenic
BAT	Best Available Technology
BATNEEC	Best Available Technology not Entailing Excessive Cost
BImSchG	Federal Immission Control Act (Germany)
BOD	Biological Oxygen Demand
BPOE	Best Practical Environmental Option
Cd	Cadmium
CNIID	National Centre for Independent Information on Waste (France)
CO	Carbon Monoxide
Cr	Chromium
Cu	Copper
EA	Environment Agency (United Kingdom)
DG	Directorate General
DOE	Department of the Environment (United Kingdom)
DRIRE	Regional Department of Industry, Research and Environment (France)
DW	Drinking Water
EC	European Commission
ECJ	European Court of Justice
EIA	Environmental Impact Assessment
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EMDA	Emission Reduction Plan for Dioxins in North Rhine-Westphalia
ESC	Economic and Social Committee
ESP	Electrostatic Precipitators
EU	European Union
HCL	Hydrogen Chloride
HF	Hydrogen Fluoride
Hg	Mercury
HMIP	Her Majesty's Inspectorate of Pollution (United Kingdom)
IMPEL	European Implementation and Enforcement Network
IPC	Integrated Pollution Control (United Kingdom)
IR	International Relations
JORF	Official Journal of the French Republic
LAPC	Local Air Pollution Control (United Kingdom)
LCP	Large Combustion Plant
LRTAP	Long-Range Transboundary Air Pollution
MATE	Ministry of Land Planning and the Environment (former French Environment Ministry)
MEDD	Ministry of Ecology and Sustainable Development (current French Environment Ministry)
Mn	Manangese
MSW	Municipal Solid Waste
MWI	Municipal Waste Incineration

NEPP	National Environmental Policy Plan (Netherlands)
NFFO	Non-Fossil Fuel Obligation (United Kingdom)
NGO	Non-Governmental Organisation
Ni	Nickel
NIMBY	Not In My Backyard
NL	The Netherlands
NRA	National Rivers Authority (United Kingdom)
NRW	North Rhine-Westphalia
NV	No Value
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OFWAT	Office of Water Services (United Kingdom)
OJ	Official Journal of the European Communities
Pb	Lead
QMV	Qualified Majority Voting
R&D	Research and Development
SEA	Single European Act
SO ₂	Sulphur Dioxide
TA Luft	Technical Instructions on Air Quality Control
TSS	Total Suspended Solids
UK	United Kingdom
UWWTD	Urban Waste Water Treatment Directive
VEABRIN	Association of Dutch Waste Incinerators

Chapitre 1 Introduction générale

L'étape de mise en oeuvre ('implémentation') des Directives européennes dans le cycle politique constitue le principal objet abordé dans cette thèse. Cette étape se définit comme l'ensemble des phénomènes régulateurs intervenant à la suite de l'adoption d'une Directive. Afin d'illustrer notre analyse, nous avons retenu la Directive du Conseil du 21 juin 1989 relative à la réduction de la pollution atmosphérique des incinérateurs de déchets municipaux existantes (89/429/CEE)¹. Nous procédons à l'évaluation et à la comparaison, d'un point de vue économique, de la performance de la mise en oeuvre de cette Directive dans quatre pays : l'Allemagne, la France, les Pays-Bas et le Royaume-Uni.

1 Le point de vue de la Commission européenne sur la question de la mise en oeuvre

En matière d'environnement, la Communauté européenne a commencé à légiférer dans les années 1970. Au cours des 30 dernières années, elle a adopté environ 300 lois, comprenant des directives, des règlements et des recommandations, auxquelles vient s'ajouter un grand nombre de communications et autres documents politiques (<http://lhtee.meng.auth.gr/AIR-EIA/air-eia-eu.html>). Aujourd'hui, la politique environnementale représente un domaine important dans l'action de l'Union européenne, s'appliquant à pratiquement toutes les questions environnementales : pollution atmosphérique, qualité de l'eau, gestion des déchets, protection des sols et lutte contre le bruit. Mais en pratique, savoir si la politique atteint ou non ses objectifs, dépend en grande partie, de l'étape d'implémentation dans le cycle politique. Il y a donc de bonnes raisons de prêter attention à la mise en oeuvre des politiques.

La mise en oeuvre des politiques environnementales européennes suscite actuellement un grand intérêt auprès des décideurs politiques et des scientifiques. Ce ne fut pas toujours le cas. Pendant la première décennie de politique environnementale européenne, la Communauté a favorisé l'élaboration de règles relatives au contrôle de l'implémentation de la politique par les Etats membres, ce qui se reflète dans le manque de reconnaissance de cette question dans les trois premiers Programmes d'Action pour l'Environnement (adoptés en 1973, 1977 et 1983).² Depuis lors, la mise en oeuvre de la politique environnementale européenne est devenue un sujet politique et les discussions sont centrées sur la question d'un 'déficit dans la mise en oeuvre' ou d'un '*implementation gap*'.

La Commission européenne adopte un point de vue juridique sur ce sujet, considérant que le but est de parvenir à ce qu'il n'y ait aucune différence entre les objectifs définis par les politiques et les résultats de leur mise en oeuvre. Ce point de vue se retrouve dans les statistiques d'infraction que cette institution publie régulièrement depuis 1984 sous la forme des *Annual Reports on the Application of Community Law*. Depuis 1997, la Commission publie également les *Annual Surveys on the Implementation and Enforcement of Community Environmental Law*. La finalité de ces statistiques d'infraction est d'évaluer dans quelle mesure les Etats membres mettent réellement en oeuvre la politique environnementale européenne et de mesurer ainsi l'ampleur du déficit d'implémentation. Il est important de noter que les statistiques d'infraction publiées par la Commission européenne montrent effectivement l'existence d'un '*implementation gap*'. En 1995, par exemple, la transposition dans leur législation nationale, de 9% des Directives environnementales européennes n'a pas été notifiée par les Etats membres et 256 suspicions d'infractions au droit communautaire de l'environnement ont été relevées dans la même année. Néanmoins, de nombreuses imperfections liées aux données ne

¹ Par la suite désigné comme 'la Directive européenne', ou 'la Directive de 1989'.

² JO C 112, 20.12.1973; JO C 139, 13.6.1977; et JO C 46, 17.2.1983 respectivement.

permettent pas d'appréhender correctement le niveau du déficit dans la mise en oeuvre de la politique environnementale européenne.

De plus, la Commission européenne voit la mise en oeuvre comme étant principalement un problème de suivi et de contrôle. Cette position se reflète dans la définition de l'implémentation proposée par la Commission, et elle est encore plus explicite dans la Résolution de Conseil de 1997 sur *the drafting, implementation and enforcement of Community environmental law* (97/C 321/01) qui met essentiellement l'accent sur le suivi et le contrôle, les exigences de *reporting*, les sanctions et les inspections. La Commission européenne adopte en fait une *approche top-down*, à savoir celle d'un processus politique commençant par une décision au niveau européen et atteignant le groupe cible par étapes successives selon un mode hiérarchique.

Le point de vue de la Commission sur l'implémentation et sur les '*implementation gaps*' n'est pas le seul point de vue possible. Premièrement, la théorie économique peut apporter un éclairage différent sur les '*implementation gaps*'. En fait, la conformité parfaite avec des directives environnementales peut être considérée comme inefficace. Cette opinion a été avancée pour la première fois par Gary Becker, en 1968, dans son article séminal *Crime and Punishment: An Economic Approach*, qui ne traitait pas spécifiquement de l'environnement mais développait de façon plus générale un modèle économique du crime. Le raisonnement est que le respect d'une loi ne peut pas être considéré comme allant de soi. Par conséquent, des ressources privées et publiques sont consacrées pour lutter contre les infractions à la loi. Becker modélise la politique optimale en tenant compte des dépenses administratives de suivi et de contrôle de la législation, et montre comment la politique suivie diffère de la politique optimale si les coûts de suivi et de contrôle ont été négligés. Il indique en particulier qu'il n'est pas économiquement efficace de mettre complètement en oeuvre une politique dont les objectifs ont été définis sans tenir compte des dépenses administratives liées à sa mise en oeuvre. Ce résultat est pertinent dans le cas des Directives européennes. Comme nous le montrons dans ce travail, les décideurs politiques européens n'étant pas du tout impliqués dans le suivi et le contrôle, ils sont enclins à ne pas prendre en compte les coûts de suivi et de contrôle inhérents à la mise en oeuvre de la politique.

Deuxièmement, en examinant certaines Directives environnementales européennes plus en détail, il devient évident que celles-ci diffèrent dans le degré de flexibilité ou de pouvoir discrétionnaire qu'elles laissent au niveau national. En fait, il existe un type de Directives qui définit des objectifs fortement spécifiés et détaillés pour chaque source réglementée, comme c'est le cas de la Directive sur les incinérateurs de déchets municipaux étudiée ici. Un autre type de Directives laisse plus de flexibilité au niveau national, en définissant, par exemple, uniquement des plafonds nationaux d'émissions. C'est le cas de la Directive 88/609/CEE relative aux émissions atmosphériques des grandes installations de combustion. Pour les installations 'existantes', cette Directive établit seulement des objectifs nationaux agrégés de réduction des émissions pour chaque Pays membre. Le choix d'instruments politiques pour atteindre ces objectifs, ainsi que la répartition des objectifs nationaux de réduction, entre les diverses sources polluantes, sont laissés aux Etats membres. En général, moins les objectifs définis par une Directive sont spécifiés, plus la Directive est décentralisée, et plus de pouvoir discrétionnaire est laissé au niveau des Etats membres. Il est important de noter que la flexibilité et le pouvoir discrétionnaire se traduisent par des marges de manœuvre décisionnelles pour l'Etat membre. La séparation de tâches entre le niveau européen et national peut donc varier selon les Directives, et l'implémentation de Directives décentralisées comporte plus que la mise en pratique d'objectifs définis au niveau centralisé.

2 Motivation, objectifs et méthodologie

2.1 Notre cadre d'évaluation de l'implémentation

Les divergences entre a) le point de vue de la Commission européenne sur l'efficacité comme parfaite atteinte des objectifs et le point de vue économique sur l'implémentation efficace de la politique et b) l'approche 'top-down' qu'adopte la Commission européenne vis-à-vis de l'implémentation des politiques et le constat que certaines Directives exigent plus du niveau national qu'un simple suivi et contrôle d'objectifs prédéterminés, sont les points de départ de cette thèse. En conséquence, nous formulons deux hypothèses de travail :

Hypothèse 1 : Bien souvent, la mise en œuvre d'une directive environnementale européenne ne se limite pas uniquement au suivi et au contrôle. En pratique, le champ de l'implémentation dépend du degré de centralisation des décisions politiques.

Hypothèse 2 : Du point de vue de l'efficacité économique, un 'implementation gap' peut être jugé efficace, ou du moins avoir un bon rapport coût-efficacité, à condition que la politique initiale comporte des inefficacités.

Concernant la première hypothèse, un lien entre la question de l'efficacité et la répartition des tâches entre le niveau européen et le niveau national a été établi par le principe de subsidiarité. Pour les domaines qui ne relèvent pas de la compétence exclusive de la Communauté, ce principe a été introduit dans le Traité de Maastricht (c'est-à-dire le Traité sur l'Union européenne), qui est entré en vigueur le 31 décembre 1993, comme un des principes politiques directeurs de l'Union européenne.³ Le principe de subsidiarité définit, en termes légaux, que la répartition verticale des tâches entre les différents niveaux politiques doit être basée sur des considérations d'efficacité :

Selon le principe de subsidiarité, la Communauté ne doit intervenir 'que si et dans la mesure où les objectifs de l'action envisagée ne peuvent pas être réalisés de manière suffisante par les États membres et peuvent donc, en raison des dimensions ou des effets de l'action envisagée, être mieux réalisés au niveau communautaire' (article. 3b, nouveau numérotage article 5).

Le principe de subsidiarité poursuit deux objectifs. D'une part, il établit une base légale pour que la Communauté puisse agir si un problème ne peut pas être efficacement résolu par les Etats membres à leur niveau. D'autre part, il donne l'autorité aux Etats membres dans les cas qui ne peuvent pas être traités plus efficacement par l'action Communautaire.⁴ En établissant une présomption pour la décentralisation, la charge de la preuve relevant du niveau européen, la formulation du principe dans le Traité implique qu'une politique européenne centralisée n'est efficace que s'il peut être montré que les Etats membres ne peuvent résoudre efficacement le problème et qu'il apparaît plus approprié de le traiter au niveau européen. Sous cet angle, lorsque les Etats membres peuvent suffisamment ou mieux atteindre les objectifs d'une action proposée, la Communauté doit déléguer l'autorité au niveau national pour décider des mesures adéquates. Si dans ce cas de figure, la Communauté européenne adopte malgré tout des politiques fortement centralisées, alors la répartition des tâches entre les niveaux central et décentralisé n'est pas efficace.

En ce qui concerne la deuxième hypothèse, il est important de préciser que jusqu'ici nous n'avons pris en considération que le niveau de décentralisation et de pouvoir décisionnel qui ont été prévus par une politique européenne. Cependant, il existe une deuxième forme de pouvoir discrétionnaire : en ne respectant pas tous les objectifs d'une politique

³ Ce principe s'applique à la politique de l'UE en général et pas seulement à la politique environnementale.

⁴ Conformément aux procédures de la Commission introduites en 1992 ('Edinburgh Guidelines'), tous les projets de propositions du Conseil et du Parlement européen doivent être évalués par rapport à leur compatibilité avec le principe de subsidiarité (HOLSCEC, 1997/98).

européenne, les pays membres peuvent regagner de marges de manoeuvre supplémentaires non prévues par la politique. Nous proposons donc qu'un '*implementation gap*' puisse être interprété comme la réintroduction, par des pays membres, d'un pouvoir décisionnel non prévu. Ceci implique que, si la politique initiale comporte des inefficacités -par exemple parce qu'elle n'est pas assez décentralisée-, la réintroduction de pouvoir discrétionnaire non prévu, se concrétisant par un '*implementation gap*' potentiel, pourrait réduire l'inefficacité des objectifs politiques initiaux. Cependant, l'existence des inefficacités dans les objectifs politiques initiaux n'est que la condition nécessaire pour qu'un '*implementation gap*' puisse améliorer l'efficacité. La condition suffisante nécessite que le '*gap*' dans l'implémentation réduise les inefficacités de la politique et ne les augmente pas.

2.2 Objectifs

L'objectif central de la thèse est d'évaluer, à l'aide du cadre défini ci-dessus, la Directive de 1989, relative aux incinérateurs de déchets municipaux et sa mise en oeuvre. Avec cette directive, nous examinons l'implémentation d'une politique fortement centralisée qui définit des objectifs politiques très spécifiques et qui, *a priori*, ne prévoit quasiment pas de pouvoir discrétionnaire au niveau des Etats membres. Cette directive représente une réglementation classique du type '*command-and-control*', définissant des valeurs limites d'émissions pour une variété de polluants atmosphériques émanant des incinérateurs de déchets municipaux et des échéances de dépollution qui sont différenciées uniquement pour un nombre très limité de catégories de capacité d'installations (avec des valeurs limites d'émissions plus strictes et des échéances plus courtes pour les incinérateurs les plus grands).

Ceci est d'autant plus important que dans le contexte européen, l'hétérogénéité des situations nationales constitue souvent le facteur d'inefficacités de la politique. Plus les objectifs sont spécifiés et moins ils sont différenciés, plus les chances sont grandes que les objectifs de la politique ne soient pas efficaces par rapport à tous les Etats membres et à toutes les sources polluantes. En effet, à cause de son incapacité à différencier les normes environnementales selon les caractéristiques de chaque source polluante, la réglementation du type '*command-and-control*' est critiquée par la théorie économique dans la mesure où elle ne permet pas d'égaliser les coûts marginaux de dépollution des diverses sources polluantes, ni, par conséquent, d'atteindre les objectifs environnementaux globaux au moindre coût.

Cette Directive est donc un exemple intéressant pour étudier la pertinence de nos hypothèses : d'une part on s'attend à ce que l'implémentation, dans le cas d'une politique fortement spécifiée, consiste principalement en un suivi et un contrôle ; d'autre part, il est probable que les normes définies par la Directive ne permettent pas de minimiser les coûts de dépollution des diverses sources polluantes induisant que la Directive comporte des inefficacités.

Les Etats membres, ont-ils essayé de réintroduire du pouvoir discrétionnaire ? Qu'implique ceci pour les résultats de l'implémentation de la Directive tant en termes de conformité qu'en termes de coût-efficacité ? Conformément à ce qui a été avancé jusqu'ici, les principales questions, en particulier par rapport à la mise en oeuvre de la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux, et plus généralement par rapport à la politique environnementale européenne et son implémentation, auxquelles cette thèse veut répondre sont :

- ⇒ Qu'implique le principe de subsidiarité, pour la politique européenne et pour sa mise en oeuvre et, plus spécifiquement, pour l'efficacité de la Directive de 1989, relative aux incinérateurs de déchets municipaux ?
- ⇒ Quels sont les facteurs qui expliquent le comportement de mise en conformité des acteurs soumis à la réglementation et celui des inspecteurs dans l'implémentation de la Directive de 1989 en Allemagne, en France, aux Pays-Bas et au Royaume-

Uni ? Qu'est-ce qui peut être dit des résultats de l'implémentation tant en termes de conformité qu'en termes de coût-efficacité ?

- ⇒ Y a-t-il des preuves théoriques et empiriques qu'un '*implementation gap*' puisse améliorer l'efficacité des politiques environnementales et, si oui, dans quelles circonstances ?
- ⇒ Quelles propositions peuvent en être tirées pour la politique environnementale européenne et pour une implémentation qui soit efficace à la fois sur les plans environnemental et coût-efficacité ?

L'examen des processus complexes qui ont lieu et/ou qui jouent un rôle dans l'implémentation des politiques environnementales européennes rend intéressante l'analyse développée dans cette thèse, aussi bien d'un point de vue politique que théorique. Le succès de la politique environnementale européenne relative à la pollution industrielle dépend d'une implémentation efficace dans tous les Etats membres. Or, la mise en œuvre d'une politique se trouve confrontée à des contextes nationaux différents, comme par exemple les systèmes politiques et administratifs, les modes de suivi et de contrôle, les réglementations domestiques, les structures industrielles ou les pressions environnementales (perçues). Ce n'est pas seulement la politique européenne qui doit tenir compte de ces différences d'ordre local, mais également la politique environnementale nationale, et dans les deux cas, la mise en œuvre est soumise à des restrictions de ressources. Comment de tels facteurs influencent-ils la mise en œuvre et les choix de mise en conformité ? Une évaluation *ex ante* de ces facteurs et une anticipation du comportement des agents régulateurs et de ceux soumis à la réglementation pourraient-elles aider à mieux concevoir les politiques futures (au niveau européen et national) pour les rendre plus efficaces et éviter les '*implementation gaps*' fréquemment cités (cf. par exemple Collins & Earnshaw, 1993; Jordan, 1999) ? Un pouvoir discrétionnaire au niveau local est-il nécessaire et devrait-il être directement prévu dans la politique ?

Bien que moins central dans l'analyse en général, un deuxième aspect doit être mentionné. L'étude d'une industrie appartenant au secteur du traitement des déchets révèle un cas spécifique : la mise en conformité, le suivi et le contrôle qui ne concernent pas l'agent classique soumis à la réglementation mais des monopoles locaux de services environnementaux ou urbains publics, relevant de la responsabilité des collectivités locales soit dans le cadre d'une gestion directe, soit en recourant à des entreprises privées par l'intermédiaire d'une délégation de service public. Un tel hybride d'entités polluantes n'est pas exceptionnel dans les secteurs du transport, de l'eau, de l'énergie ou des déchets et comme tels, ils sont fréquemment les cibles des politiques environnementales. La littérature normative sur le suivi et le contrôle ('*monitoring and enforcement*') a accordé moins d'attention à cet aspect : L'hypothèse a été faite que les entités soumises à la réglementation développent un comportement qui vise à maximiser le profit. Cette hypothèse pourrait être légitime dans le cas d'entreprises de droit privé, mais peut être moins appropriée pour les services environnementaux ou urbains appartenant aux collectivités locales. Lorsque le pollueur est un agent public, ses préférences pourraient *a priori* différer de celles des décideurs industriels (privés). L'analyse par rapport à la réglementation et l'implémentation des politiques pourrait donc être également intéressante dans des industries comparables, comme les installations d'approvisionnement en eau potable et d'assainissement.

2.3 Une analyse empirique et interdisciplinaire d'une question normative

L'analyse conduite dans cette thèse se situe au croisement de plusieurs disciplines : elle adopte un point de vue économique pour l'évaluation de l'efficacité de la Directive de 1989 ainsi que pour l'évaluation coût-efficacité des résultats de la mise en œuvre dans les quatre Etats membres sélectionnés. Dans le cas français, concernant l'implémentation, la dernière évaluation est complétée par une étude économétrique des facteurs qui ont déterminés les choix de mise en conformité, de suivi et de contrôle.

Les sciences politiques ont fait preuve, dans le passé, d'un intérêt très prononcé pour la politique environnementale européenne et sa mise en œuvre comme en témoigne l'abondante littérature dans cette discipline. Nous avons donc passé en revue cette littérature, notamment au regard de son apport sur les principaux facteurs explicatifs des '*implementation gaps*' dans la politique environnementale européenne. Enfin, nous présentons le point de vue juridique de la Commission européenne sur l'implémentation, le suivi et le contrôle.

Dans la mesure où nous cherchons à identifier les facteurs déterminant les résultats de la mise en œuvre des politiques environnementales, on peut dire que nous suivons plutôt une approche empirique et positive, en se demandant 'que se passe-t-il en pratique', qu'une approche consistant à recommander 'ce qui devrait être fait' pour atteindre des résultats efficaces. Cependant, nous faisons appel à des considérations normatives pour évaluer les résultats trouvés. Cette approche positive et empirique se reflète dans deux des analyses effectuées dans la thèse et qui en constituent son cœur :

- Une série d'études de cas empiriques qui représente une évaluation *ex post* de l'implémentation de la Directive européenne de 1989, relative aux incinérateurs de déchets municipaux, en Allemagne, en France, aux Pays-Bas et au Royaume-Uni. L'analyse se compose d'une part de l'étude des résultats de l'implémentation en termes d'atteinte des objectifs et de coût-efficacité, et d'autre part, de l'étude d'un ensemble de facteurs susceptibles d'expliquer ces résultats. Cette première analyse s'appuie sur la revue de documents politiques, de textes réglementaires et d'évaluations empiriques ainsi que sur de nombreuses entrevues avec des parties prenantes.
- Une analyse économétrique des choix de mise en conformité, de suivi et de contrôle en France, qui vise à déterminer si, et dans quelle mesure, les acteurs soumis à la réglementation et les inspecteurs ont suivi des critères d'efficacité, ou s'ils ont obéi à d'autres considérations.

3 Plan de thèse détaillé

L'analyse est développée sur neuf chapitres se répartissant en trois parties. La partie A comprend deux chapitres qui définissent et encadrent la question de l'implémentation de la politique environnementale européenne et son étude. Nous confrontons le point de vue juridique de la Commission européenne avec un point de vue alternatif, basé sur l'efficacité, et nous décrivons les sources fréquentes de problèmes, inhérents à la politique environnementale européenne et à son implémentation. Les quatre chapitres suivants forment la Partie B et se concentrent sur la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux et son implémentation dans quatre Etats membres. Tandis que les deux premiers chapitres de cette partie sont consacrés à l'analyse de l'efficacité de la Directive, les deux derniers décrivent sa mise en œuvre au niveau des pays et présentent les facteurs déterminant les résultats de la mise en œuvre. L'objectif de la Partie C est de proposer une analyse économétrique de la mise en œuvre de la Directive européenne en France, seul pays parmi les quatre étudiés où le suivi et le contrôle ont été incomplets et où un '*implementation gap*' est apparu. Les deux premiers chapitres de cette partie examinent deux champs de la littérature économique en vue de l'étude économétrique, laquelle est effectuée dans le dernier chapitre.

Partie A: Présentation du débat sur l'implémentation

Le chemin analytique de cette première partie de la thèse peut être décrit comme suit. Après une présentation du point de vue de la Commission européenne sur l'implémentation de la politique environnementale européenne et sur son évaluation, nous montrons le contraste entre une évaluation basée sur le point de vue juridique de cette institution et une approche économique basée sur l'efficacité. Plus précisément, nous soutenons que pour des raisons d'efficacité, un '*implementation gap*' peut être justifié dans certaines conditions. Cette discussion est complétée par l'étude des sources potentielles de déficit d'implémentation, dans le contexte de la politique

environnementale européenne, suggérées par des chercheurs en sciences politiques. Les objectifs principaux de la partie A sont donc de présenter les discours sur la mise en oeuvre tenus par des acteurs de la politique européenne et par des chercheurs en sciences politiques, et d'établir le cadre général pour l'évaluation de l'efficacité de l'implémentation dans les parties suivantes.

Chapitre 2: L'implémentation de la politique environnementale dans un contexte européen : vers une recherche d'efficacité

Dans le but d'exposer le sujet de l'implémentation de la politique environnementale européenne, le chapitre 2 décrit les règles juridiques sous-jacentes à la mise en oeuvre des politiques environnementales, de leur suivi et de leur contrôle. Notons que nous ne considérons pas le fait que celles-ci puissent différer des règles ayant cours pour les autres catégories de politique. Nous présentons la définition de l'implémentation donnée par la Commission européenne ainsi que son interprétation de l'*'implementation gap'*, comme tout écart entre les objectifs d'une politique et ses résultats dans les pays membres. Nous montrons que le point de vue de la Commission, visant à minimiser la taille du déficit d'implémentation, est d'ordre principalement juridique. Nous présentons, par la suite, les outils de suivi et de contrôle de la Commission ainsi que la séparation des tâches de suivi et de contrôle entre la Communauté et les Etats membres, en mettant en évidence un certain nombre de problèmes générés par les outils disponibles. L'existence de ces problèmes suggère de passer en revue les statistiques sur la mise en conformité publiées par la Commission européenne, afin d'évaluer l'existence et l'ampleur du déficit d'implémentation dans la politique environnementale. Alors que ces statistiques apportent en effet des éléments d'information sur l'existence d'un *'implementation gap'* dans la politique environnementale européenne, des imperfections et incohérences diverses liées aux statistiques disponibles empêchent d'évaluer correctement le degré de non-respect de la politique environnementale. Cela implique également des difficultés d'évaluation du déficit d'implémentation du point de vue de la Commission européenne qui se focalise sur l'ampleur de celui-ci.

L'approche de la Commission sur l'implémentation des politiques peut être qualifiée de gestionnaire, l'implémentation étant considérée comme un processus *top-down*, c'est-à-dire comme un processus qui commence par une décision politique au niveau européen et qui se déploie progressivement vers la cible de la politique de façon hiérarchique. Cela revient à considérer la mise en oeuvre des politiques comme étant essentiellement un problème de suivi et de contrôle. Qui plus est, ce regard suggère une séparation claire entre la prise de décision politique, ayant lieu au niveau communautaire, et la mise en oeuvre, relevant principalement de la responsabilité des Etats membres. À l'aide d'exemples de Directives européennes, nous montrons que cet instrument politique peut être différencié en plusieurs types, en fonction du degré de pouvoir discrétionnaire laissé aux Etats membres. En nous appuyant sur cet argument, nous soutenons que la prise de décision politique se prolonge, en pratique, jusque dans l'étape de l'implémentation lorsqu'une Directive laisse une marge de manœuvre aux Etats membres. Par conséquent, nous développons l'hypothèse que la mise en oeuvre comporte souvent plus que le suivi et le contrôle des objectifs définis à un niveau politique central.

Insatisfait, donc, avec la vision traditionnelle de ce que l'implémentation est dans un contexte européen, nous soulevons la question si le point de vue de la Commission sur la mise en oeuvre n'est pas trop focalisé sur une réduction du niveau du déficit dans l'implémentation, et nous suggérons une analyse de l'implémentation et du déficit d'implémentation potentiel qui est basée sur l'efficacité économique. Si les Directives diffèrent par la marge de flexibilité laissée à la prise de décisions politiques au cours de l'implémentation, c'est-à-dire par le degré auquel les processus décisionnels sont décentralisés au niveau national, il semble raisonnable de s'interroger sur les conditions nécessaires à l'efficacité d'une décentralisation de pouvoir décisionnel.

Cette question, c'est-à-dire la répartition efficace des tâches entre le niveau central (l'UE) et le niveau décentralisé (l'Etat membre), est précisément le coeur du principe de

subsidiarité, lequel est l'un des principes guidant la politique de la Communauté. Notons que le principe de subsidiarité est généralement discuté par rapport à la prise de décision politique et non par rapport à l'implémentation. Le fait que certaines Directives soient moins rigides dans leurs spécifications, et permettent, voire exigent, des décisions décentralisées pendant l'étape de l'implémentation établit un lien direct entre la question de la subsidiarité et celle de l'implémentation. Par conséquent, nous proposons d'appliquer la subsidiarité non seulement à l'étape de prise de décision politique initiale mais également à la mise en oeuvre des politiques européennes.

En s'appuyant sur ce principe, nous suggérons, premièrement, que les politiques européennes qui n'attribuent pas un pouvoir de décision au niveau politique approprié sont susceptibles de comporter des objectifs politiques inefficaces. Pour la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux, nous étudions cette question dans les chapitres 4 et 5.

Deuxièmement, nous faisons l'hypothèse que lorsque des politiques comportent des inefficacités, un '*implementation gap*' peut potentiellement rétablir l'efficacité de la politique inefficace. Comme conséquence directe de cela, nous soutenons, finalement, que lorsque la décentralisation du processus décisionnel est désirable, il y a deux voies alternatives par lesquelles on peut donner le pouvoir décisionnel au niveau local : a) la flexibilité et le pouvoir discrétionnaire peuvent être prévus par la politique, ce qui se traduit par des Directives qui définissent des objectifs généraux et qui laissent le pouvoir de spécifier ces objectifs, ou les moyens pour les atteindre, au niveau national, et b) en ne respectant pas tous les objectifs d'une Directive, les pays peuvent essayer d'introduire des marges de pouvoir discrétionnaire supplémentaires et non prévues. Dans ce sens, on peut interpréter un '*implementation gap*' comme une réintroduction de flexibilité non prévue par des pays membres pendant la mise en oeuvre.

Notons que l'on peut considérer la proposition qu'un déficit d'implémentation peut être potentiellement efficace comme un constat un peu provocateur. Tandis que cette proposition peut clairement être soutenue dans une analyse théorique de bien-être comme celle de Becker (1968), ceci est plus difficile dans notre étude empirique de l'implémentation. Nous discutons cet aspect dans la partie B de la thèse.

Chapitre 3: Les études des sciences politiques sur la politique environnementale européenne : comment expliquent-elles un '*implementation gap*' ?

Le résultat de l'existence des '*implementation gaps*' dans la politique environnementale européenne soulève la question des raisons de ce déficit, et plus particulièrement, si l'on peut supposer que la mise en oeuvre des politiques européennes fasse l'objet de difficultés spécifiques. Avant d'étudier, dans la partie B de cette thèse, une politique européenne spécifique, le chapitre 3 passe en revue les facteurs explicatifs des '*implementation gaps*' proposés par des études empiriques et théoriques conduites par des politologues ayant étudié la mise en oeuvre des politiques environnementales dans le contexte de l'Union Européenne.

Dans ce chapitre, nous examinons à quel point la mise en oeuvre de la politique environnementale européenne est susceptible d'être plus complexe que la mise en oeuvre des politiques domestiques. Nous présentons un certain nombre de facteurs, inhérents à la politique environnementale européenne, pouvant expliquer les problèmes de l'implémentation. Nous proposons de distinguer les raisons (empiriques) avancées par cette littérature en deux catégories : celles qui ont trait à l'architecture institutionnelle de l'Union européenne - en particulier une séparation des compétences - et aux procédures décisionnelles déterminant les choix politiques ; et celles qui découlent de la volonté de concevoir et de mettre en oeuvre la même politique pour des contextes nationaux très hétérogènes.

Ces dernières sont particulièrement concernées par un potentiel manque de compatibilité ('*misfit*') entre l'approche d'une politique européenne et des objectifs et des traditions administratives nationales, notamment en termes de style politique, d'objectifs

régulateurs et de structures administratives de mise en oeuvre de la politique. Contrairement aux autres approches présentées dans ce chapitre, la littérature qui se concentre sur la compatibilité (*'fit'*) administrative entre traditions nationales et exigences des politiques européennes vise à développer un modèle qui permet de prédire des résultats de l'implémentation.

Par rapport à notre analyse, un résultat général pouvant être tiré de la littérature des sciences politiques est le besoin d'adopter une approche large à l'étude de processus de mise en oeuvre et aux facteurs influençant potentiellement leurs résultats en pratique. Un autre résultat concerne l'accent très faible que cette littérature met sur un des acteurs clefs dans la mise en oeuvre : l'acteur soumis à la réglementation.

Partie B: Une évaluation de l'efficacité et du coût-efficacité de l'implémentation

Dans cette seconde partie, nous analysons l'efficacité de la Directive européenne et de sa mise en oeuvre en Allemagne, en France, aux Pays-Bas et au Royaume Uni. Les chapitres 4 et 5 sont consacrés à l'étude de la condition nécessaire pour qu'un *'implementation gap'* soit potentiellement efficace, à savoir si la Directive de 1989 comporte des inefficacités. Nous utilisons deux approches pour étudier l'efficacité de la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux. La première approche est indirecte et procédurale. Elle se focalise sur l'efficacité de la répartition des tâches décisionnelles entre l'Union européenne et les Etats membres (chapitre 4). La deuxième approche est directe et substantive. Elle se concentre sur le contenu ou les objectifs de la Directive (chapitre 5). En raison d'un manque de données monétaires sur les dommages induits par les principaux polluants émis par les incinérateurs de déchets, comme les dioxines, ainsi que sur les bénéfices respectifs des réductions d'émissions, nous ne pouvons pas appliquer une approche en termes d'efficacité complète dans cette dernière analyse. Nous avons donc eu recours, en grande partie, à un critère plus modeste et nous étudions le coût-efficacité des objectifs de la Directive. Cependant, lorsque cela est possible, nous complétons l'analyse coût-efficacité par des considérations sur les bénéfices environnementaux.

Les chapitres 6 et 7 analysent *ex post* les voies de mise en oeuvre de la Directive et les résultats obtenus en Allemagne, en France, aux Pays-Bas et au Royaume Uni. Le fait que dans le processus politique européen les ajustements aux conditions locales ont typiquement lieu au cours de l'étape d'implémentation justifie l'évaluation du coût-efficacité des moyens de mise en oeuvre choisis par les pays.

Chapitre 4: Une évaluation économique de la Directive 89/429/CEE : La décision politique a-t-elle été prise au niveau approprié?

Ce chapitre traite de l'efficacité de la répartition des pouvoirs décisionnels entre l'Union européenne et les Etats membres, ce qui constitue également le fond du principe de subsidiarité. Le principe de subsidiarité est un principe politique général. Pour devenir opérationnel et pour évaluer dans quelles circonstances on peut s'attendre à ce que la Communauté européenne puisse réaliser les objectifs d'une politique environnementale plus efficacement que le niveau national et *vice versa*, le principe de subsidiarité doit être complété par des critères d'évaluation.

Nous utilisons les critères de répartition efficace des tâches, entre des niveaux politiques différents, proposés par deux champs de la littérature économique : la littérature sur le fédéralisme environnemental (*'environmental federalism'*) et la littérature sur la politique environnementale stratégique (*'strategic environmental policy making'*). Tandis que la première concerne principalement les effets spatiaux des polluants, la seconde discute la possibilité que les gouvernements puissent -dans les cas où ils ne disposent pas des instruments politiques appropriés, à savoir les instruments de la politique du commerce et de la concurrence- définir leur politique environnementale de manière stratégique, afin d'obtenir des avantages compétitifs. Nous concluons de la littérature du fédéralisme environnemental qu'une politique européenne centrale par rapport aux émissions des

incinérateurs de déchets municipaux peut être justifiée, notamment dans les cas de pollution transfrontière. La définition des politiques au niveau centralisé est alors nécessaire pour correctement internaliser les coûts externes sur l'ensemble des pays concernés. Du point de vue de la littérature sur la politique environnementale stratégique, l'intervention de l'UE peut en outre être justifiée pour éviter la définition stratégique des politiques environnementales nationales dans un contexte de libre échange en concurrence imparfaite. Dans ce contexte, des gouvernements nationaux peuvent être incités à élaborer des normes politiques qui divergent des objectifs optimaux de politique environnementale, espérant gagner ainsi des avantages compétitifs dans le commerce international. Dans un tel cas, d'un point de vue économique, l'intervention de l'UE est justifiée même s'il s'agit de polluants dont les effets sont locaux. Il faut ajouter que dans certaines situations spécifiques, la littérature du fédéralisme environnemental peut également fournir une justification à une politique centrale réglementant des polluants locaux : lorsque la concurrence pour l'activité économique et les recettes fiscales entre les collectivités locales mène à une course vers le bas (*'race-to-the-bottom'*) en matière de réglementation environnementale.

Un examen des objectifs de la Directive à l'aide de ces critères suggère que, d'un point de vue économique, les justifications pour une Directive européenne (centralisée) sur la pollution atmosphérique des incinérateurs de déchets municipaux étaient relativement faibles. Nous montrons, premièrement, que - du moins selon une perception historique - la plupart des polluants réglementés ont été considérés comme ayant des effets spatiaux limités. Des effets transfrontaliers (*'spillover effects'*) ne pouvaient donc pas justifier la politique au niveau central, du moins pas pour l'ensemble des polluants. En outre, aucun élément ne permet d'affirmer que les Etats membres se soient trouvés engagés dans une course vers le bas (*'race-to-the-bottom'*) en matière de normes environnementales leur permettant d'obtenir des coûts d'incinération plus faibles et se traduisant par une concurrence destructive. Nous montrons que la sévérité des réglementations nationales, et par conséquent les coûts locaux d'incinération des déchets, sont restés hétérogènes après la mise en oeuvre de la Directive, et que certains pays appliquent des valeurs limites d'émissions plus strictes que celles exigées par la politique européenne. Enfin, nous soutenons que des distorsions de marché entre les pays ne sont pas en jeu non plus, ce que nous justifions aussi bien par l'existence d'autres réglementations (nationales et internationales) que par l'importance des coûts de transport qui exigent et/ou favorisent le recours aux incinérateurs proches des lieux de production des déchets. Les marchés d'incinération de déchets sont donc locaux.

Le fait que la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux n'a probablement pas été optimale, au regard de la répartition des tâches entre le niveau européen et le niveau national, semble indiquer que des processus d'implémentation nationaux peuvent avoir amélioré l'efficacité, et que les tentatives de certains Etats membres d'introduire de la flexibilité supplémentaire -en adaptant les objectifs de la Directive au contexte local- peuvent se justifier d'un point de vue économique. Mais avant d'évaluer empiriquement le coût-efficacité de la mise en oeuvre de la Directive dans les chapitres 6 et 7, nous procédons, dans le chapitre 5, à une approche directe à l'évaluation de l'efficacité de la Directive.

Chapitre 5: Les propriétés d'efficacité du contenu de la Directive

Lorsque la répartition verticale des tâches n'est pas optimale, les résultats en termes d'objectifs politiques risquent également de ne pas être optimaux. Dans le chapitre 5, nous examinons si les objectifs politiques de la Directive européenne comportent des inefficacités.

Dans un contexte européen, l'hétérogénéité des situations nationales, dont la prise en compte s'avère difficile pour la politique européenne, est bien souvent l'une des principales sources d'inefficacité. Une comparaison des contextes d'incinération des déchets municipaux dans les Etats membres européens avant l'adoption de cette Directive met en évidence leur hétérogénéité. Cette hétérogénéité se manifeste par l'importance

que cette option de traitement des déchets a joué dans la gestion des déchets municipaux à travers les Etats membres, par les réglementations domestiques vis-à-vis des émissions atmosphériques d'incinérateurs de déchets municipaux existants avant l'adoption de la Directive et par le niveau d'intégration de technologies de dépollution dans les incinérateurs. La question est donc de savoir si les objectifs politiques ont été suffisamment différenciés pour tenir compte de cette hétérogénéité des contextes nationaux.

Le rapprochement entre la différenciation des objectifs de la Directive et les caractéristiques de coût des parcs d'incinérateurs au niveau national nous permet d'évaluer les objectifs de la Directive en termes de coût-efficacité. L'approche coût-efficacité, l'atteinte d'un niveau de qualité environnementale donné au moindre coût, exige une prise en compte des contextes locaux. Les objectifs de la Directive peuvent-ils être considérés comme inefficaces dans la mesure où la Directive ne définit des valeurs limites d'émissions et des échéances de mise en conformité différenciées que pour un nombre limité de catégories d'installations ? Il est important de noter que le degré exact auquel des normes environnementales homogènes sont contre-productifs dans une approche coût-efficacité dépend des caractéristiques des sources polluantes réglementées, et en particulier de leur hétérogénéité.

Il s'est avéré être difficile d'obtenir des données quantitatives comparables sur les coûts réels des installations. Pour faire face à ce problème, nous développons une méthode basée sur des indicateurs indirects de coût qui sont plus facilement observables que les coûts eux-mêmes. Un premier indicateur indirect utilisé est la taille des incinérateurs définie par la capacité d'incinération des déchets car la dépollution est caractérisée par des économies d'échelle. Un deuxième indicateur est lié à l'âge des installations. Étant donné que les coûts de mise en conformité, qu'ils soient liés à l'investissement dans les équipements de dépollution ou à la fermeture d'une installation, dépendent du moment dans le cycle de vie d'un incinérateur auquel cette décision intervient, nous déterminons un âge pour lequel les coûts de mise en conformité sont les plus élevés et nous définissons la déviation de l'âge d'une installation de l'âge du coût maximal comme notre deuxième indicateur. Avec l'aide de ces indicateurs nous pouvons décrire les parcs d'incinérateur en termes de coûts de mise en conformité. Il faut noter que les caractéristiques des parcs nationaux d'incinérateurs détermineront non seulement le coût de mise en conformité global entraîné par la Directive, mais aussi le potentiel d'économies réalisables à travers une répartition des efforts de réduction qui ait un bon rapport coût-efficacité. Nous avons évalué ce dernier à l'aide de deux indicateurs de coût supplémentaires : la valeur de la dispersion de capacité des installations et la valeur de l'écart-type de l'âge des installations.

En étudiant d'abord la différenciation des normes de la Directive, nous soutenons qu'elle comporte des aspects qui vont dans le sens d'un bon rapport coût-efficacité, par exemple en définissant des valeurs limites d'émissions plus strictes pour les incinérateurs de plus grande taille, tenant ainsi compte des économies d'échelle dans la réduction de pollution. On peut même argumenter que des normes plus faibles pour des incinérateurs plus petits sont compatibles avec des considérations de coût-bénéfice. Les petits incinérateurs se trouvent principalement dans des zones rurales, où la densité de population, et par conséquent les coûts externes induits par les émissions, sont plus faibles. Cependant, la pollution locale exige que les normes soient adaptées à la situation locale, tandis que la différenciation des normes de la Directive est limitée à quelques grandes catégories de capacité. On peut ainsi s'attendre à ce que cette différenciation soit insuffisante.

Dans ce contexte il est important que notre analyse montre que les coûts agrégés de mise en conformité étaient en effet très hétérogènes au sein des Etats membres, le Royaume-Uni et la France étant dans une position désavantageuse par rapport aux deux autres pays. De plus, le potentiel de réduction des coûts est variable d'un pays à l'autre, les parcs d'incinérateurs français et hollandais disposant du potentiel de réduction des coûts le plus élevé. Cela signifie également que la différenciation des normes de la Directive n'a pas

réussi à égaliser les coûts marginaux de dépollution des diverses sources, et que le rapport coût-efficacité des objectifs de la Directive n'est pas optimal. Les éléments développés dans ce chapitre viennent donc corroborer les résultats du chapitre précédent en ce qui concerne des inefficacités contenues dans la politique initiale.

Ces inefficacités constituent la condition nécessaire pour qu'un '*implementation gap*' soit potentiellement efficace. Dans quelle mesure l'introduction, au cours de la phase d'implémentation, de plus de flexibilité par rapport aux objectifs politiques initiaux est-elle économiquement justifiée ? Cela dépend de chaque cas particulier et nécessite des analyses approfondies des processus de mise en oeuvre et de la rationalité sous-jacente à la prise de décisions spécifiques en matière de mise en conformité, de suivi et de contrôle. Nous effectuons une telle analyse pour quatre Etats membres (l'Allemagne, la France, les Pays-Bas et le Royaume-Uni) dans les deux chapitres suivants.

Chapitre 6: Une évaluation de la conformité environnementale et du coût-efficacité - l'implémentation de la Directive 89/429/CEE

L'analyse développée dans ce chapitre recourt à deux critères, le rapport coût-efficacité et la réalisation des objectifs (le niveau d'accomplissement des objectifs définis par la Directive), pour évaluer *ex post* les résultats de la mise en oeuvre de la Directive en Allemagne, en France, aux Pays-Bas et au Royaume Uni. La finalité de ce chapitre est, d'une part d'examiner si la mise en oeuvre a (en partie) réduit les inefficacités que comporte la Directive et qui ont été identifiées dans les deux chapitres précédents, et d'autre part, d'en déduire quels effets sur la mise en conformité peuvent être recensés.

Le critère de réalisation des objectifs se rapporte à tous les objectifs formulés par la Directive, ceux liés aux émissions aussi bien que ceux d'ordre administratif. Nous étudions la conformité avec des exigences administratives en décrivant et en évaluant les caractéristiques principales de la transposition de la Directive dans le cadre législatif national. Quant à l'atteinte des objectifs environnementaux, elle est évaluée à travers une étude des technologies de dépollution utilisées et à travers une étude des informations relatives aux niveaux d'émissions réels et aux infractions par rapport aux valeurs limites d'émissions.

Comme premier résultat important, nous constatons que la non-conformité n'a pas été un résultat fréquent, bien au contraire. Bien que les Pays-Bas et le Royaume-Uni aient rencontré quelques problèmes dans la transposition formelle de la Directive, ces deux pays et l'Allemagne se sont mis en conformité avant l'échéance. En effet, à cause d'une réglementation domestique qui était plus stricte que la Directive, ces trois pays ont dépassés les exigences environnementales de la Directive. En France -bien que ce pays ait transposé exactement les limites d'émission prévues par la Directive-, un nombre significatif d'incinérateurs de déchets municipaux n'ont pas respecté les objectifs à l'échéance et le retard dans la mise en conformité a pris jusqu'à 6 ans. Il est important d'ajouter que, dans nos études de cas, l'atteinte (et même les dépassements) des objectifs environnementaux doit être interprétée avec prudence. Premièrement, 4 études de cas sont clairement insuffisantes pour tirer des conclusions générales. Deuxièmement, l'échantillon de pays pourrait être non représentatif pour l'Union européenne et introduire un biais dans les résultats de mise en conformité, par exemple en excluant des pays du sud, comme la Grèce, l'Italie, l'Espagne et le Portugal, fréquemment décrits comme présentant des problèmes de mise en conformité plus répandus.

L'étude montre aussi que les pays ont suivi des voies distinctes pour la mise en conformité. Tandis que l'Allemagne a mis à niveau presque tous les incinérateurs de déchets municipaux existants, les Pays-Bas ont fermé plus de 50 % de leur parc d'incinérateurs existant et remplacé cette capacité par des nouvelles installations, de plus grande capacité. La voie suivie par le Royaume-Uni peut être décrite, à quelques exceptions près, comme une 'mise en conformité par fermeture d'installations'. Presque tous les incinérateurs existants ont été fermés et les déchets ont été transférés en grande partie dans des décharges. Les quelques incinérateurs ayant échappé à la fermeture ont été

mis aux normes pour respecter la réglementation domestique plus stricte. En France, la majorité des grands incinérateurs ont été mis aux normes (pour certains, la capacité a été réduite, faisant face ainsi à des exigences moins strictes, et quelques incinérateurs ont été fermés) et la majorité des nombreux petits incinérateurs a été fermée.

Quant à l'analyse des caractéristiques coût-efficacité des voies de mise en oeuvre des quatre pays, nous constatons que l'Allemagne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni, dans leurs transpositions nationales, ont au moins formellement réduit la différenciation des objectifs de la Directive et ont ainsi mis en oeuvre des objectifs encore plus homogènes que ceux de la Directive. Contrairement à ces trois pays, la France a transposé exactement les objectifs de la Directive et, de plus, a différencié davantage les échéances de mise en conformité, à travers un suivi et contrôle et une mise en conformité sélectifs. Par conséquent, la France est un exemple de pays qui, pendant l'implémentation de la politique européenne, a introduit du pouvoir discrétionnaire non prévu par celle-ci.

Nous montrons aussi que la mise en oeuvre n'a pas eu un aussi bon rapport coût-efficacité dans tous les pays. L'approche discrétionnaire en France peut être justifiée par des coûts agrégés de mise en conformité importants dans ce pays et par son potentiel de réduction des coûts. Et tandis que la mise en oeuvre uniforme et inflexible en Allemagne a été également conforme à son parc d'incinérateurs qui était plutôt homogène, les objectifs homogènes qui ont été définis aux Pays-Bas semblent être en contradiction avec l'approche coût-efficacité. Cependant, dans une certaine mesure, les Pays-Bas ont atténué cette contradiction en mettant principalement à niveau les installations pour lesquelles les coûts de dépollution étaient relativement plus faibles et en arrêtant l'exploitation des autres installations. Le Royaume-Uni a suivi une trajectoire de mise en conformité distincte, en marginalisant le recours à l'incinération par les incinérateurs de déchets municipaux 'existants' et en transférant les déchets vers les décharges, l'alternative de traitement des déchets la moins chère.

En somme, ce chapitre suggère qu'au moins dans trois des quatre pays, les voies de mise en oeuvre sont conformes aux considérations de l'approche coût-efficacité. Qui plus est, du point de vue des coûts de mise en conformité, de suivi et de contrôle, la mise en oeuvre en France et au Royaume-Uni a, dans une certaine mesure, réduit les inefficacités de la politique initiale. Mais tandis que le Royaume-Uni a ainsi réussi à respecter les objectifs de la Directive d'une façon qui garantit un bon rapport coût-efficacité, cela n'a été le cas en France qu'au détriment de la conformité environnementale.

Chapitre 7: Les facteurs déterminant les choix nationaux de mise en conformité

Le chapitre 6 a donné les premières indications relatives à l'approche coût-efficacité des diverses trajectoires de mise en oeuvre. Un jugement plus sophistiqué de cette question exige une étude des facteurs déterminant ces choix et plus particulièrement des raisons expliquant les choix de suivi et de contrôle des inspecteurs et ceux de mise en conformité des incinérateurs. La finalité de ce chapitre est, donc, d'évaluer si les décideurs nationaux ont intentionnellement essayé de réduire, pendant la mise en oeuvre, les inefficacités de la Directive. À cette fin, nous analysons dans une perspective historique les principaux facteurs déterminant les résultats spécifiques dans chacun des quatre Etats membres. Une attention particulière est accordée à l'hétérogénéité des contextes dans les quatre pays étudiés. En prenant une approche large, l'étude prend en compte les systèmes administratifs en place, la politique préexistante réglementant la pollution atmosphérique des incinérateurs de déchets municipaux, les interactions avec d'autres politiques tant environnementales que non environnementales, les intérêts des acteurs et les rapports de force entre les acteurs, ainsi que l'importance accordée au niveau national à ce sujet de réglementation environnementale. À la différence de la majorité des approches de sciences politiques passées en revue dans le chapitre 3, notre étude de l'implémentation de la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux met un accent spécifique sur les coûts supportés par les acteurs soumis à la réglementation ainsi que sur leurs motivations. D'autres facteurs pris en compte et non discutés par les études de sciences politiques sont, par exemple, la structure industrielle et la structure de marché de

l'industrie réglementée, ainsi que l'étendue du champ d'action des services de régulation. Nous confrontons également nos résultats avec les explications, proposées par les sciences politiques, relatives à la divergence des niveaux d'efficacité de l'implémentation entre les différents pays.

L'un des résultats majeurs de cette analyse est l'impact des interactions multiples avec d'autres politiques tant environnementales que non environnementales sur les résultats de mise en œuvre, ainsi que l'incertitude et l'anticipation régulatrices qui en résultent. Dans les cas où des interactions politiques ont réduit les coûts de la mise en œuvre, elles ont entraîné des effets positifs sur la mise en conformité. Dans les cas où elles ont augmenté ces coûts, elles ont eu des impacts négatifs. Ces résultats soutiennent la proposition ci-dessus selon laquelle des considérations de coût ont clairement déterminé les choix de mise en conformité en France et au Royaume-Uni. L'analyse montre également que les processus de mise en œuvre hollandais et allemand ont été beaucoup moins conditionnés par la Directive européenne que cela n'a été le cas dans les deux autres pays. Finalement, le suivi et le contrôle ont généralement été conformes aux résultats de mise en conformité observés et ils ont représenté un facteur explicatif important de ces résultats. Ayant cependant un statut de variables endogènes, il n'a pas été possible d'isoler leur pouvoir explicatif. Ils sont plutôt influencés par le degré d'autonomie et l'étendue du champ d'action des autorités régulatrices ainsi que par la prise de conscience des opinions publique et politique des risques environnementaux et sanitaires.

Si on met en relation les résultats de la mise en œuvre dans les quatre Etats membres étudiés, ainsi que les facteurs susceptibles d'avoir favorisé ou empêché une mise en œuvre efficace de la politique, avec les suggestions plus générales de la littérature des sciences politiques qui ont été présentées dans le chapitre 3, on peut noter deux résultats : nos études de cas ne valident que partiellement le modèle de '*fit*' administratif ; mais ils soutiennent clairement les avantages d'une approche large dans l'étude des processus d'implémentation afin de comprendre et d'expliquer les résultats observés dans chaque cas spécifique.

Partie C: Une évaluation économétrique de la conformité, du suivi et du contrôle

Dans les chapitres précédents, nous avons insisté sur le fait que la mise en œuvre ne se réduit souvent pas seulement au contrôle et au suivi. Cela ne remet cependant pas en question le fait que le suivi et le contrôle représentent un aspect important de la mise en œuvre. La finalité de cette dernière partie est d'analyser la mise en œuvre de la Directive de 1989 en France à l'aide de modèles économétriques. Le choix de la France s'explique par le fait qu'elle est le seul pays parmi les quatre étudiés où le suivi et le contrôle ont été imparfaits et où un niveau significatif de non-respect de la réglementation a pu être observé.

En vue de cette analyse, qui est effectuée dans le chapitre 10, nous examinons deux champs de la littérature économique : la littérature sur le suivi et le contrôle ('*monitoring and enforcement literature*', chapitre 8) et les études économétriques sur le suivi, le contrôle, et la mise en conformité de la réglementation environnementale (chapitre 9).

Chapitre 8: Discussion d'une sélection de trois modèles de suivi et de contrôle

Au cours de cette thèse, nous avons argumenté qu'un déficit dans la mise en œuvre peut être justifié lorsque la politique initiale comporte des inefficacités et que, d'un point de vue économique, une mise en conformité sélective peut augmenter le rapport coût-efficacité de l'implémentation si des objectifs relativement uniformes sont définis pour des sources polluantes hétérogènes. En se basant sur cette partie de la littérature économique de l'environnement qui traite de la question de l'implémentation -la littérature du '*monitoring and enforcement*'- nous montrons dans le chapitre 8 comment un '*implementation gap*' peut augmenter l'efficacité d'une politique inefficace et nous formulons un certain nombre d'hypothèses pour l'étude économétrique des choix de mise en œuvre en France.

A cette fin, nous avons eu recours à trois modèles : Nous appliquons premièrement l'analyse de Becker (1968) à l'environnement et à la question de savoir comment un '*implementation gap*' peut améliorer l'efficacité d'une politique inefficace. Notre modèle simple identifie deux façons par lesquelles un '*implementation gap*' peut améliorer l'efficacité d'une politique. Tout d'abord, quand les décideurs politiques ne prennent pas en compte les coûts administratifs de suivi et de contrôle, et quand par conséquent la politique résultante est trop stricte, la conformité imparfaite peut rétablir l'efficacité de la politique *ex post* en réduisant sa rigidité. Ensuite, un suivi et un contrôle uniformes d'une norme uniforme et inefficace peuvent conduire à un déficit d'implémentation qui montre un bon rapport coût-efficacité.

Deuxièmement, nous utilisons le modèle d'Harrington (1988), qui propose un schéma de suivi et de contrôle sélectif offrant un bon rapport coût-efficacité, afin de caractériser la relation entre l'inspecteur et la firme au cours de l'implémentation. À la différence de beaucoup d'autres modèles du '*monitoring and enforcement*', qui sont placés dans un contexte statique, cet auteur suggère que le rapport entre inspecteur et firme est dynamique et interdépendant. Nous retenons de ce modèle l'interdépendance potentielle des choix de mise en conformité par des sources réglementées et des décisions de suivi et de contrôle par des régulateurs, ainsi que le besoin de prendre en compte cette caractéristique dans la modélisation économétrique des processus de l'implémentation.

Enfin, l'étude économétrique de la mise en oeuvre en France est confrontée avec une question spécifique : celle de la conformité 'initiale' (*initial compliance*), ce qui fait référence à l'investissement en capital nécessaire pour la dépollution, à la différence de la conformité 'continue', c'est à dire des efforts nécessaires pour être en conformité au jour le jour (*continuing compliance*) avec les valeurs limites d'émissions, et qui fait généralement l'objet des études économétriques. L'implémentation dans le cas de la conformité initiale a été modélisée pour la première fois par Harford (2000). Pour l'étude économétrique développée dans le chapitre 10, nous retenons de l'analyse de cet auteur l'hypothèse que, lorsqu'il s'agit de conformité initiale, la non-conformité est fortement visible, et le contrôle n'est donc pas le problème principal de l'inspecteur. Dans ce cas, la capacité de dissuasion des infractions dépendra des sanctions appliquées.

Chapitre 9: Une revue d'études économétriques sur les choix de mise en conformité, de suivi et de contrôle par rapport à la réglementation environnementale

Dans ce chapitre, nous nous sommes fixés deux objectifs. D'une part, nous recherchons des éléments empiriques attestant de l'efficacité des mesures de contrôle et de suivi - qui sont considérées comme des variables centrales d'action politique pour influencer le comportement de mise en conformité des firmes réglementées - ainsi que des facteurs qui déterminent le comportement des inspecteurs. Les régulateurs, se comportent-ils comme des maximisateurs du bien-être, comme le suggère la théorie normative, ou poursuivent-ils d'autres objectifs, comme par exemple des objectifs personnels ou politiques ? D'autre part, nous examinons si d'autres études économétriques ont analysé des cas comparables à la mise en oeuvre de la Directive relative aux incinérateurs de déchets municipaux en France, et si ces études ont soulevé des questions méthodologiques pertinentes pour notre étude.

La question de l'efficacité des outils de suivi et contrôle est cruciale. Elle est importante d'un point de vue économique parce que des ressources limitées sont dépensées pour des activités de suivi et de contrôle. L'efficacité des outils est également importante pour les effets d'une politique environnementale, et aura ainsi un impact sur l'apparition de déficits d'implémentation, si les régulateurs comptent principalement sur ces variables d'action pour promouvoir la mise en conformité. En général les études économétriques établissent que le contrôle et le suivi sont en effet efficaces pour inciter les firmes à mieux respecter la réglementation. Cela implique que ce ne sont pas les outils qui sont en question lorsque l'on cherche les raisons d'un '*implementation gap*', mais que de tels

déficits s'expliquent par une utilisation non systématique des outils de suivi et de contrôle.

Nous analysons, par conséquent, les études économétriques par rapport aux schémas sous-jacents de suivi et de contrôle, en identifiant les facteurs qui déterminent l'activité de suivi et de contrôle. Nous trouvons des éléments permettant d'affirmer que les inspecteurs, dans leur choix d'installations à cibler, suivent fréquemment des objectifs multiples : recherche de bien-être, objectifs politiques et, dans une moindre mesure, compatibilité avec les objectifs de maximisation de la mise en conformité. Ce mélange de motivations, qui guide le comportement de suivi et de contrôle, a un impact sur l'efficacité des résultats de mise en conformité ainsi que sur l'évaluation de cette efficacité. Tout ce qui peut être dit à ce stade est que, vu que la maximisation du bien-être n'a jamais été le seul objectif, on peut s'attendre à ce que les résultats empiriques montrent seulement une efficacité partielle.

Enfin, d'un point de vue méthodologique, beaucoup d'études économétriques soutiennent une des hypothèses développées dans le chapitre précédent : que la mise en conformité, le suivi et le contrôle sont généralement des décisions interdépendantes. Elles suggèrent également qu'il est important, dans une analyse du suivi et du contrôle, d'étudier un large ensemble de variables explicatives possibles, y compris des variables politiques, pour pouvoir tester de fonctions objectifs alternatives.

Chapitre 10: Une évaluation empirique de la conformité initiale, du suivi et du contrôle en France

Dans ce chapitre, nous appliquons les modèles de choix discrets de type logit à une analyse économétrique empirique des choix de mise en conformité, de suivi et de contrôle dans l'implémentation de la Directive de 1989, relative aux incinérateurs de déchets municipaux en France. Par rapport aux études passées en revue dans le chapitre précédent, notre étude présente plusieurs originalités. Premièrement, elle aborde le problème de la conformité initiale par rapport à celui de la conformité continue analysée dans le chapitre 9. Deuxièmement, la nature du décideur de la mise en conformité diffère de celui analysé dans la majorité des cas étudiés auparavant. Les installations françaises de traitement des déchets municipaux sont la propriété ou sont contrôlées par les collectivités locales. Elles ont par conséquent un statut d'entités mixtes (mélange des secteurs public et privé) en tant qu'émetteurs de pollution contrairement aux entreprises du secteur purement privé. Tandis que d'autres études économétriques se concentrent principalement sur des entreprises privées pour lesquelles la théorie économique fait l'hypothèse qu'elles suivent un comportement de maximisation du profit, cette hypothèse peut être moins appropriée dans notre cas où les incinérateurs appartiennent à un agent public, des variables politiques pouvant expliquer le comportement de mise en conformité. Finalement, l'étude analyse l'implémentation dans un pays européen, tandis que la majorité des études économétriques analyse la mise en conformité, le suivi et le contrôle dans des pays d'Amérique du Nord ou d'Asie.

Nous analysons l'impact d'un certain nombre de variables indépendantes sur les choix de mise en conformité des incinérateurs de déchets municipaux ainsi que sur les choix de suivi et de contrôle des régulateurs. Ces variables indépendantes couvrent, d'une part, des variables liées à des caractéristiques d'installations dont on pense qu'elles ont un impact sur la viabilité, et le niveau des coûts, des investissements de dépollution et, d'autre part, plusieurs variables politiques. En ce qui concerne les choix effectués par les incinérateurs de déchets municipaux, nous sommes particulièrement intéressés par les facteurs ayant eu un impact sur la date de mise en conformité et sur le mode exact de mise en conformité. Autrement dit, quels facteurs ont eu un impact sur la décision des incinérateurs de respecter la réglementation à l'échéance ou de retarder la mise en conformité ? Et qu'est ce qui explique le choix, investissement dans les techniques de dépollution ou fermeture d'installations, des moyens de mise en conformité?

Bien que les agents soumis à la réglementation soient des acteurs politiques, nos résultats montrent qu'ils ont en partie suivi des schémas de mise en conformité visant à minimiser les coûts. Cependant, une variable politique présente également des résultats significatifs : nous avons montré que les installations situées dans des collectivités locales gérées par des partis de gauche -dont nous nous sommes attendus qu'elles soient caractérisées par un plus grand souci pour l'environnement- se sont mises en conformité plus tôt. Ce résultat pourrait indiquer un certain biais politique dans le comportement de mise en conformité. En ce qui concerne le comportement de suivi et de contrôle, les résultats indiquent que les inspecteurs ciblent des installations plus vieilles, donc avec une probabilité de mise en conformité plus faible, ce qui nous permet de caractériser les inspecteurs comme maximisateurs de mise en conformité.

Il faut ajouter que nous avons rencontré des difficultés pour obtenir des résultats significatifs dans des modèles économétriques à deux étapes qui tiennent compte de la possibilité que tant l'acteur réglementé que l'inspecteur anticipent le comportement de l'autre quand ils prennent leurs décisions de mise en conformité, de suivi et de contrôle respectives. Ceci s'explique principalement par le faible nombre d'observations de suivi et de contrôle, et induit deux implications : il est impossible de dire quoi que ce soit du rapport entre des mesures de suivi et de contrôle qui varient dans leur sévérité et les décisions de mise en conformité en s'appuyant sur des modèles économétriques ; et il faut être prudent en interprétant les modèles plus simples car leurs résultats risquent d'être biaisés.

Chapter 1 Introduction

This thesis focuses on the implementation step within the overall policy cycle and defines implementation as all regulatory phenomena occurring once a Directive has been adopted. Taking an economic point of view, the thesis assesses and compares the performance of the implementation of Council Directive of 21 June 1989 on the reduction of air pollution from 'existing' municipal waste-incineration plants (89/429/EEC)⁵ in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom.

1 The European Commission's view of the implementation issue

The European Community began to issue environmental legislation in the 1970s, and over the last 30 years has adopted approximately 300 legal acts, including directives, regulations and recommendations, to which come a large number of communications and other policy documents (<http://lhtee.meng.auth.gr/AIR-EIA/air-eia-eu.html>). Today, environmental policy is an important field of European Union policy making, covering practically all environmental issues: atmospheric pollution, water quality, waste management, soil protection and noise. But whether or not policies reach their objectives in practice will depend on the implementation step within the overall policy cycle. There are hence strong reasons for paying attention to implementation.

Implementation of European environmental policies currently attracts the interest of policy makers and scientists. This has not always been so. Throughout the first decade of EU environmental policy making, the Community emphasised rule-making over checks on policy implementation by Member States. This is reflected in a lack of recognition of this issue throughout the first three Action Programmes on the Environment (adopted in 1973, 1977 and 1983)⁶. Since then, the implementation of European environmental policy has become a political issue and discussions have centred on the issue of an 'implementation deficit' or 'implementation gap'.

The European Commission takes a legal view on implementation, considering that the aim is to achieve a zero difference between policy objectives and implementation results. This view is also mirrored in the infringement statistics that this institution has regularly published since 1984 in the form of 'Annual Reports on the Application of Community Law'. Additionally, since 1997, the Commission has published its 'Annual Surveys on the Implementation and Enforcement of Community Environmental Law'. These infringement statistics serve the purpose of assessing the extent to which Member States actually implement European environmental policies, and with this to measure the size of the implementation gap. It is important to note that the infringement statistics published by the European Commission do indeed point to the issue of an implementation gap. In 1995, for example, Member States had failed to notify transposition measures for 9% of the Community's environmental Directives, and 256 breaches of Community environmental law were suspected in the same year. Nevertheless, several shortcomings in the data prevent an assessment of the size of implementation failures in European environmental policy.

In addition, the European Commission views implementation as being primarily a problem of monitoring and enforcement. This is reflected in the institution's definition of implementation and made even more explicit in the 1997 Council resolution on 'the drafting, implementation and enforcement of Community environmental law' (97/C 321/01) which primarily puts the emphasis on enforcement, reporting provisions, sanctions and inspections. With this, the European Commission adopts a top-down view of a policy process that starts by a policy decision at the European level and successively reaches the target group in a hierarchical mode.

⁵ Subsequently referred to as the 'EU Directive', the '1989 Directive' or the 'MWI Directive'.

⁶ OJ C 112, 20.12.1973; OJ C 139, 13.6.1977; and OJ C 46, 17.2.1983 respectively.

The Commission's view of implementation and an implementation gap is not the only one possible. Firstly, economic theory can shed a different light on implementation gaps. In fact, perfect compliance with environmental policy directives can be viewed as inefficient. This view was first made explicit by Gary Becker in 1968 in his seminal article 'Crime and Punishment: An Economic Approach' which did not specifically deal with the environment but developed a more general economic model of crime. The reasoning is that obedience to a law cannot be taken for granted and therefore, private and public resources are spent in order to prevent violations of the law. Becker models the optimal policy when taking into account the administrative costs of monitoring and enforcing legislation and shows how far a policy differs from the optimal policy when the monitoring and enforcement costs are neglected. In particular, he shows that it is not economically efficient to fully enforce a policy whose objectives were defined without taking into account the administrative costs of its implementation. This result is relevant when discussing EU Directives. As shown in this thesis, EU policy makers are not at all involved in enforcement and are inclined to forget monitoring and enforcement costs when developing policies.

Secondly, when investigating European environmental Directives in more detail it becomes obvious that these differ in the degree of flexibility or discretion they leave to the national level. In fact, there exists a type of Directive that defines highly specified and detailed targets for each regulated source, as is the case in the municipal waste incineration Directive studied here, and other types that leave more flexibility to the national level, for example by defining only overall country targets. An example for the latter is Directive 88/609/EEC regulating airborne emissions from large combustion plant. For 'existing' plant this Directive established only aggregate national emission reduction targets for each Member State. It left the choice of policy instruments to achieve these targets as well as the allocation of the national reduction targets to pollution sources to the Member States. In general, the less specified the targets defined by a Directive are, the more decentralised the Directive, and the more flexibility and discretion it leaves to the Member State level. It is important to note that flexibility and discretion imply room for decision making power at the Member State level. Directives can hence vary in the separation of tasks between the European and national level and the implementation of decentralised Directives comprises more than putting into practice objectives set at a centralised level.

2 Motivation, objectives and methodology

2.1 Our framework for an evaluation of implementation

The discrepancies between a) the European Commission's view of effectiveness as perfect goal attainment and the economic view of efficient policy implementation, and b) the European Commission's top-down view of policy implementation and the finding that certain Directives require more input from the national level than simple enforcing of predefined targets, are the starting points of this thesis. Accordingly, we formulate two working hypotheses:

Hypothesis 1: Implementation is frequently more than monitoring and enforcement. In practice, what implementation comprises will depend on the degree of centralisation of the policy decision.

Hypothesis 2: From an economic efficiency point of view an implementation gap can be efficient, or at least cost-effective, provided the initial policy is subject to inefficiencies.

As to the first hypothesis, a connection between the issue of efficiency and the allocation of tasks between the European and the national level is established by the subsidiarity principle. This principle was introduced under the Maastricht Treaty (i.e. the Treaty of the European Union), which came into force on 31 December 1993, as one of the European

Union's guiding principles for policy making for areas not falling within the exclusive competency of the Community.⁷ The subsidiarity principle states, in legal terms, that the vertical allocation of tasks between different levels of policy making should be based on efficiency considerations:

According to the subsidiarity principle, the Community shall take action 'only if and in so far as the objectives of the proposed action cannot be sufficiently achieved by the Member States and can therefore, by reason of the scale or effects of the proposed action, be better achieved by the Community' (art. 3b, new numbering article 5).

With this, the principle pursues two objectives. On the one hand, it establishes a legal basis for the Community to act if an issue cannot be adequately settled by the Member States on their own. On the other hand, it gives authority to the Member States in areas that cannot be dealt with more effectively by Community action.⁸ Establishing a presumption for decentralisation by putting the burden of proof at the European level, the principle's formulation in the Treaty considers that centralised European policy making is only efficient where it can be shown that the Member States cannot deal with the problem more effectively and that the EU level is better suited to deal with it. From this point of view, wherever Member States can sufficiently or better achieve the objectives of a proposed action, the Community should give authority to the national level to deal with the issue. Where despite this the European Community adopts highly centralised policies, the allocation of tasks between the central and decentralised policy levels is not efficient.

With respect to the second hypothesis it is important that so far we have only considered the level of decentralisation and discretion that is foreseen by a European policy. However, there exists a further form of discretion: by not complying with a directive's objectives Member States can try to introduce additional decision making power which is not foreseen by the policy. We hence suggest that an implementation gap can alternatively be interpreted as Member States re-introducing unforeseen decentralisation of decision making power. From this follows that, in the case of directives being less decentralised than what would be efficient, a re-introduction of unforeseen discretion, potentially resulting in an implementation gap, might theoretically decrease the inefficiencies of the initial policy objectives. But of course, the existence of inefficiencies in the initial policy objectives is only a necessary condition for an implementation gap to be efficiency enhancing. The sufficient condition is that the implementation gap actually reduces the inefficiencies of the policy and does not increase them.

2.2 Objectives

The central objective of the thesis is to evaluate with the framework established above the 1989 municipal waste incineration Directive and its implementation. With this directive we investigate the implementation of a case of a highly centralised policy that defines highly specific policy targets and *a priori* foresees hardly any discretion at the Member State level. This directive represents a classical piece of command-and-control regulation, defining emission limit values for a variety of airborne pollutants from municipal waste incinerators and deadlines for upgrading which are differentiated only according to a limited number of broad size classes of plants (with stricter emission limits and shorter time-frames for larger incinerators).

This is important as in a European context, the feature from which inefficiencies in policies can arise is often that of the heterogeneity of national situations. The more specified and less differentiated the targets, the greater the chances that the policy objectives are not efficient with respect to all Member States and pollution sources. Indeed, not being able to differentiate environmental standards to the characteristics of

⁷ This principle applies to EU policy more in general, and not only to environmental policy.

⁸ Under Commission procedures introduced in 1992 (so-called Edinburgh Guidelines) all draft proposals of the Council and the European Parliament have to be assessed for compatibility with the subsidiarity principle (HOLSCEC, 1997/98).

each pollution source, command-and-control regulation has generally been criticised by economic theory for not equalising marginal control costs across pollution sources and hence not reaching overall environmental objectives at least cost.

This Directive is therefore an interesting example with which to study the applicability of our hypotheses: on the one hand one would expect implementation in the case of a highly specific policy to consist primarily of enforcement, on the other hand, it is likely that the Directive's standards failed to minimise control costs across pollution sources and, thus, that the Directive involved inefficiencies.

Have Member States tried to reintroduce discretion? What did this imply for the Directive's implementation outcomes both in terms of compliance and cost-effectiveness? Following from what was said so far, the major questions with respect to the implementation of the European municipal waste incineration Directive, in particular, and with respect to European environmental policy making and implementation more in general, this thesis wants to answer are the following:

- ⇒ What does the subsidiarity principle imply for European policy making and implementation and, more specifically, for the efficiency of the 1989 EU municipal waste incineration Directive?
- ⇒ Which factors explain the compliance behaviour of regulated actors and the enforcement behaviour of implementers in the implementation of the 1989 Directive in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom? What can be said about the implementation outcomes both in terms of compliance and cost-effectiveness?
- ⇒ Is there theoretical and empirical evidence that an implementation gap can be efficiency enhancing for environmental policies and, if yes, under which circumstances?
- ⇒ What suggestions can be derived for European environmental policy making and environmentally and cost-effective implementation?

Investigating the complex processes that take place and/or play a role in the implementation of European environmental policy, the analysis in this thesis is of interest both from a policy-oriented point of view and from a theoretical one. The success of EU environmental policy directed at industrial pollution hinges upon effective implementation in all Member States, where it meets with different national contexts, such as political and administrative systems relevant to implementation, enforcement styles, domestic regulation, industrial structure or (perceived) environmental pressure. Not only EU policy, but also national environmental policy has to take account of such factors, specifically of differences on a local level, and in both cases implementation is subject to scarce resources. How do these or other factors influence actual implementation and compliance paths? Might an *ex ante* estimation of such factors and an anticipation of related behaviour of regulatory actors and regulated agents help to better design future policies (on an EU and a national level) to make them more effective so as to avoid the frequently quoted 'implementation gap' (cf. for example Collins & Earnshaw, 1993; Jordan, 1999)? Is discretion on a local level necessary and should it be directly foreseen in policy making?

Although less central to the analysis overall, a second issue should be mentioned. With the investigation of an industry belonging to the waste treatment sector a specific case is addressed: Compliance and enforcement not of the classical regulated agent but in the case of local monopolies of the utilities sector, frequently owned by municipalities, and, even where companies are privately owned, closely linked to local governments. Such hybrid polluting entities are not exceptional in the transport, water, energy or waste sectors, and as such, they are frequently the targets of environmental policy. The normative literature dealing with monitoring and enforcement has paid less attention to this aspect: it has been assumed that regulated entities exhibit a foreseeable profit

maximising behaviour. This assumption might be legitimate in the case of firms, but may be less appropriate when the regulation targets public utilities. Where the polluter is a political agent, his preferences may *a priori* differ from the (private) industrial decision-makers'. The analysis is therefore also likely to be of interest with respect to regulation of, and policy implementation in, comparable industries such as water supply and water treatment facilities.

2.3 An empirical inter-disciplinary analysis of a normative question

The analysis in this thesis cuts across the borders of several disciplines: It takes an economic view to an assessment of the efficiency of the 1989 EU Directive as well as to an assessment of the cost-effectiveness of its implementation outcomes in four Member States. For the French implementation case, the latter assessment is complemented by an econometric study of the factors that drove compliance and enforcement behaviour in France. A discipline that in the past has shown more interest in European policy than others is political science and there exists a large body of literature studying European environmental policy making and implementation. The thesis therefore also investigates the political science based literature with respect to major factors driving an implementation gap in European environmental policy. Finally, it presents the European Commission's legal view on implementation and enforcement.

To the extent that this thesis seeks to identify the factors determining outcomes of environmental policy implementation, it can be said to follow an empirical and positive approach, by asking 'what happens in practice' rather than aiming at a prescription of 'what should be done' to reach efficient results. We do, however, draw on normative considerations to evaluate the actual outcomes. This positive, empirical approach is reflected in two analyses carried out in the thesis, which constitute its centre:

- A set of empirical case studies constituting an *ex post* evaluation of the implementation of the 1989 European municipal waste incineration Directive in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom. The analysis is separated into an investigation of implementation results in terms of goal attainment and cost-effectiveness on the one hand, and into an investigation of a broad set of driving factors behind these implementation outcomes, on the other hand. This analysis involved a comprehensive study of policy documents, legal texts and empirical evaluations and numerous interviews with stake holders.
- An econometric analysis of the French compliance and enforcement path, aimed at determining whether and to what extent the regulated actors and enforcers followed efficiency considerations in their distinct compliance and enforcement decisions, and whether and in how far they were driven by other considerations.

3 Detailed thesis plan

The analysis is developed over nine chapters in three parts. Part A comprises two chapters which define and frame the issue of EU environmental policy implementation and its study, confronting the European Commission's legal view with an alternative, more efficiency based view, and outlining frequent sources of problems inherent in the making, and implementation, of European environmental policies. The following four chapters form Part B and focus on the European municipal waste incineration Directive and its implementation in four Member States. While the first two chapters of this group attempt an analysis of the efficiency of the Directive, the latter two analyse its implementation at the country level and trace the driving factors behind the implementation outcomes. The ultimate goal of Part C is an econometric analysis of the implementation of the EU Directive in France, the only country amongst the four studied where enforcement was incomplete and an implementation gap occurred. The first two chapters of this part investigate two strands of economic literature with a view to the econometric study which itself is carried out in the last chapter.

Part A: Introducing the debate on implementation

The analytical path of this first part of the thesis can be described as follows. After a presentation of the European Commission's view on, and its assessment of, implementation of European environmental policy, we show the contrast between an assessment relying on this institution's legal point of view and an economic, efficiency based approach. In particular, we argue that for efficiency reasons, an implementation gap may be justified under certain conditions. This discussion is complemented by the investigation of possible sources for implementation gaps in the context of European environmental policy that are suggested by political scientists. Major objectives of part A are therefore to introduce the discourses on implementation held by European policy actors and political scientists and to establish the general framework for an evaluation of the efficiency of implementation in the subsequent parts.

Chapter 2: Towards an efficiency view of environmental policy implementation in a European context

With the aim to introduce the topic of implementation of European environmental policy chapter 2 presents the legal rules behind environmental policy implementation and enforcement. Note that we do not consider in how far these might be different in other policy sectors. Outlining the European Commission's definition of implementation, and this institution's understanding of an implementation gap as any shortfall between a policy's objectives and its results in practice, we characterise the Commission's view as a primarily legal view which aims at minimising the width of the implementation gap. Outlining subsequently the enforcement means the Commission has at hand as well as the separation of enforcement tasks between the Community and the Member States level, we highlight several problems with respect to the available enforcement tools. The prevalence of these problems suggests a need to review the European Commission's compliance statistics to assess the existence and size of the implementation gap in EU environmental policy. While these statistics give indications of an implementation gap in European environmental policy, various shortcomings and inconsistencies of the available statistics make it impossible to correctly assess the level of non-compliance with respect to environmental policy. This also implies that it is difficult to assess the implementation gap in the size-oriented view of the European Commission.

As discussed earlier, the Commission's view of policy implementation can be characterised as a managerial top-down view of a policy process that starts by a policy decision at the European level and successively reaches the target group in a hierarchical mode. This implies a tendency to view implementation as consisting primarily of monitoring and enforcement. What is more, this view suggests a clear separation between policy making, allocated to the Community level, and implementation, primarily in the responsibility of the Member States. At the example of a number of European Directives we show that this policy instrument can be classified into different types according to the level of discretion it leaves to the Member States. Based on this we argue that policy making, in practice, reaches into the implementation step wherever Directives leave some scope for decision making at the Member State level. Consequently, we develop the hypothesis that implementation is often more than enforcing objectives defined at a central policy level.

Dissatisfied, therefore, with the traditional vision of what implementation is in an EU context we raise the question whether the Commission's view of implementation is too focused on reducing the size of the gap and suggest an analysis of implementation and a possible implementation gap based on economic efficiency. If Directives vary with respect to the degree to which policy making reaches into the implementation step, i.e. with respect to the degree to which policy decision making is decentralised to the national level, it seems reasonable to ask when a decentralisation of decision making tasks is efficient.

Exactly this question, i.e. the efficient allocation of tasks between the central (EU) and the decentralised (Member State) level, is the issue of the subsidiarity principle, one of the Community's guiding policy principles. Note that the subsidiarity principle is generally discussed with respect to policy making, and not with respect to implementation. The fact that more broadly drafted Directives allow for, or even require, decentralised decision making during the implementation step establishes a direct link between subsidiarity and implementation. We consequently suggest to apply subsidiarity not only to the initial policy making step, but also to implementation of European policy. Drawing on this principle we suggest, firstly, that European policies which do not allocate policy decisions to the appropriate policy level are susceptible to inefficient policy objectives. With respect to the municipal waste incineration Directive we investigate this issue in chapters 4 and 5.

Secondly, we make the hypothesis that where policies involve inefficiencies, an implementation gap may potentially restore the efficiency of the inefficient policy. As a direct consequence of this we, finally, argue that where decentralisation of decision making is desirable, there are two alternative ways by which decision-making power can be given to the local level: a) flexibility and discretion can be foreseen by the policy, resulting in Directives formulating overall targets and leaving their specification or the means to reach them to the national level, and b) countries may try to introduce unforeseen discretion by not complying with a Directive's objectives. In this sense, an implementation gap can be considered as the introduction of unforeseen flexibility by a Member State during implementation.

Note that the claim that an implementation gap may be potentially efficient can be considered as a somewhat provocative view. While the suggestion is rather straightforward to support in a theoretical welfare analysis such as Becker's (1968), this is more difficult in our empirical implementation study, as discussed in part B of the thesis.

Chapter 3: How do political science studies of EU environmental policy explain an implementation gap?

The finding of the existence of implementation gaps in European environmental policies raises the question about the reasons for this gap, and in particular, whether one can assume implementation of European policy to be subject to specific difficulties. Before entering into the investigation of one specific European policy in Part B of this thesis, chapter 3 reviews the explanations for an implementation gap given by empirical and theoretical studies of political science scholars who have widely studied the implementation of environmental policies in an EU context.

The chapter discusses the extent to which implementation of European environmental policy is likely to be more complex than implementation of domestic policies and presents a number of possible sources for implementation problems inherent in European environmental policy. We suggest a classification of the (empirical) reasons advanced by this literature into those that have to do with the institutional architecture of the European Union -in particular a separation of competences- and with decisional procedures underlying policy making, and into those that have to do with the challenge of designing and implementing one and the same policy for very heterogeneous national contexts.

The latter give specific concern to a potential 'misfit' between an EU policy's approach and objectives and the national administrative traditions in terms of regulatory style, regulatory objectives and administrative structures of policy implementation. Opposite to the other approaches presented in this chapter, the literature focussing on administrative 'fits' between national traditions and European policy requirements aims at developing a model which allows the prediction of implementation outcomes.

A general result that can be drawn from the political science literature with respect to our analysis is the need to take a broad approach to a study of implementation processes and the factors potentially influencing its outcomes in practice. A further finding concerns the

strikingly restricted emphasis this literature puts on one of the key-actors in implementation: the actor regulated by the policy.

Part B: Evaluating the efficiency and cost-effectiveness of implementation

This second part of the thesis analyses the efficiency of the EU Directive and of its implementation in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom. Chapters 4 and 5 focus on a study of the necessary condition for the potential efficiency of an implementation gap namely whether the 1989 Directive was subject to inefficiencies. We take two approaches to studying the efficiency of the Municipal Waste Incineration Directive. The first is indirect and procedural and focuses on the efficiency of the allocation of decision making tasks between the European Union and the Member State level (chapter 4). The second approach is direct and substantive and focuses on its contents or objectives (chapter 5). Owing to a lack of data on environmental and health damages in monetary terms of major pollutants emitted by waste incinerators, such as dioxins, and of the related benefits of emission reductions, we cannot apply a full efficiency view in this latter analysis. We therefore largely resort to a more modest criterion and study the cost-effectiveness of the Directive's objectives. Where possible, however, we will complement the cost-effectiveness view by considerations about environmental benefits.

Chapters 6 and 7 analyse *ex post* the implementation paths and outcomes of the Directive in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom. The attempt to evaluate the cost-effectiveness of the chosen implementation paths is justified by the fact that within the overall European policy process, adjustments to local conditions typically take place at the implementation stage.

Chapter 4: An economic assessment of Directive 89/429/EEC – Was the policy decision taken at the appropriate level?

This chapter focuses on the efficiency of the allocation of decision making tasks between the European Union and the Member State level, which is also the issue of the principle of subsidiarity. Being a broad guiding principle, the subsidiarity principle needs to be filled with evaluation criteria to become operational and to assess under which circumstances the European Community can be expected to more efficiently achieve environmental policy objectives than the national level and *vice versa*.

We use criteria for the efficient allocation of tasks between different policy levels suggested by two strands of economic literature: the literature on environmental federalism and the literature on strategic environmental policy making. While the former focuses, primarily, on the spatial effects of pollutants, the latter discusses the possibility that governments might attempt to set environmental policy strategically in order to reach competitive advantages where more adequate policy measures, primarily trade and competition policies, are not at their disposal. We conclude from the environmental federalism literature that central European policy making with respect to emissions from municipal waste incinerators can be justified primarily where incinerators emit pollutants that spill over from one to other EU countries. Higher level policy making here is necessary in order to correctly internalise external costs across countries. From the point of view of the literature dealing with strategic environmental policy making, EU intervention can furthermore be justified in order to avoid the strategic setting of national environmental policies in a context of free trade but imperfect competition. In this setting national governments might have incentives to define policy standards that diverge from the optimal environmental policy objectives hoping to gain competitive advantages in international trade. In such a case, from an economic point of view, EU intervention is justified even if local pollution is at stake. It should be added that in specific cases the environmental federalism literature can provide a justification for central policy making to regulate local pollutants: when the competition amongst local jurisdictions for business and tax income leads to a race-to-the-bottom in environmental regulation.

Investigating the Directive's requirements against these criteria suggests that there was only limited justification, from an economic point of view, for a centralised EU Directive on atmospheric pollution from municipal waste incinerators. We show, firstly, that as far as the pollutants regulated are concerned, in the historic perception the majority of pollutants were considered as having only limited spatial effects. Spill-over effects therefore could not justify the central level regulation, at least not of the pollutant package. Furthermore, there is no evidence of a 'race-to-the-bottom' by which Member States would have kept the environmental standards low in order to reduce costs to local incinerators and business relative to their neighbours' and which would have resulted in destructive competition. We show that the strictness of national regulations, and with this the local costs of waste incineration, remained heterogeneous also after the implementation of the Directive, with some countries applying stricter emission limit values than required by the European policy. Finally, we argue that market distortions between the countries are also no issue and justify this claim by both other regulations (national and international) and transport costs which result in waste incineration markets being local.

The finding that the MWI Directive was probably not optimal with respect to the allocation of tasks between the European and the national level opens the possibility that national implementation processes may have been efficiency enhancing and that Member State attempts to introduce further flexibility, thus fine tuning the Directive's requirements to local circumstances, may have been justified from an economic point of view. But before assessing empirically the cost-effectiveness of the Directive's implementation in chapters 6 and 7, chapter 5 applies a direct approach to assessing the efficiency of the Directive.

Chapter 5: Efficiency properties of the Directive's contents

Where the vertical allocation of tasks is not optimal, the policy outcome in terms of policy objectives is not likely to be optimal either. Whether the EU Directive's policy objectives were subject to inefficiencies as well, is investigated in chapter 5.

In a European context, the feature from which inefficiencies in the policy can arise is often that of the heterogeneity of national situations, which are difficult to account for by a European policy. A comparison of the contexts of municipal waste incineration prior to this Directive's adoption across the European Member States highlights their heterogeneity. This holds both in terms of the importance this waste treatment option played in overall municipal waste management across Member States and in terms of pre-existing domestic regulation directed at atmospheric emissions from municipal waste incinerators and the related level of the incinerators' equipment with abatement technology. The question therefore is whether the policy objectives were sufficiently differentiated to take into account this heterogeneity of contexts found on a national level.

Our comparison of the differentiation of the Directive's objectives with the cost characteristics of incineration plant parks at a national level allows us to evaluate the Directive's requirements in terms of cost-effectiveness. Cost-effectiveness, the achievement of a given level of environmental quality at lowest costs, requires the proper accounting for local circumstances. Given that the Directive defined emission limit values and upgrading deadlines that were differentiated only for a limited number of plant categories, were its objectives cost-ineffective? It is important to note that the exact degree to which homogeneous environmental standards are detrimental to cost-effectiveness depends on the characteristics of the regulated pollution sources, in particular their heterogeneity.

Comparable quantitative data on real costs on a plant level proved to be difficult to obtain. To cope with this problem, we develop a method relying on indirect cost indicators which are more easily observable than costs. One indirect indicator used is the size (waste incineration capacity) of incinerators and is explained by the prevalence of economies of scale in abatement. The second indicator is related to the plants' age. Given

that the costs of compliance, both through investment in abatement equipment and through plant closure, depend on the point in time within the overall life span of a plant at which this decision occurs, we determine an age of maximal compliance costs and define the deviation of a plant's age from the maximum cost age as our second indicator. With the help of these indicators we are able to describe the plant parks in terms of compliance costs. Note that the features of national plant parks will not only determine the aggregate compliance cost entailed by the Directive but also the potential for cost savings achievable through a cost-effective allocation of abatement efforts. We assessed the latter with the help of two further cost indicators: the value of the plant capacity dispersion and the standard deviation value of plant age.

Studying first the Directive's standard differentiation in isolation, we argue that it points in a cost-effective direction, for example by defining stricter emission limit values for larger plant, thus taking into account economies of scale in pollution abatement. One can even argue that weaker standards for smaller plants are in line with benefit considerations. Small incinerators are predominantly found in rural areas, where the population density is lower and with this the external costs caused by emissions. However, local pollution demands a fine tuning of standards to the local situation, whereas the Directive's standard differentiation is limited to some broad capacity classes. This differentiation can thus be expected to be insufficient.

Importantly in this respect, our analysis highlights that the aggregate compliance costs were indeed very heterogeneous across Member States, with the UK and France being in a disadvantageous position relative to the other two countries. Additionally, the cost-saving potential differed across countries, with the French and Dutch plant parks implying the highest potential for cost savings. This also means that the Directive's standard differentiation failed to equalise marginal abatement costs across sources and that the cost-effectiveness of the Directive's objectives was limited. The chapter hence supports the finding of the previous one with respect to inefficiencies involved in the initial policy.

These inefficiencies constitute the necessary condition for the potential efficiency of an implementation gap. To what extent the introduction of further flexibility in the implementation relative to the initial policy objectives is economically justified, however, depends on the individual case and requires in-depth analyses of implementation processes and the rationales driving specific compliance and enforcement decisions. Such analysis is carried out for four Member States (France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom) throughout the two following chapters.

Chapter 6: An evaluation of environmental compliance and cost-effectiveness – the implementation of Directive 89/429/EEC

Chapter 6 relies on two criteria, cost-effectiveness and goal attainment (the level of achievement of the objectives defined by the Directive), to evaluate the implementation outcomes of the Directive in France, Germany, the Netherlands and the United Kingdom *ex post*. The ultimate goal of this chapter is to investigate whether implementation has (partly) reduced the inefficiencies of the Directive identified in the two previous chapters, and with which effects on compliance.

Goal attainment refers to all requirements the Directive formulated, emission related as well as administrative ones. We study compliance with administrative requirements by describing and evaluating the main features of the Directive's transposition into national law. Environmental goal attainment is assessed through a study of abatement technologies applied as well as of information on actual emission levels and breaches of emission limit values.

As a first important result we find that non-compliance was not pervasive. On the contrary, while the Netherlands and the UK had some problems in formally transposing the Directive into national law, Germany, the Netherlands and the UK complied on time. Indeed, owing to stricter domestic regulation these three countries over-complied with the

Directive's environmental requirements. In France a significant number of municipal waste incinerators did not comply on time and the compliance delay took up to 6 years, although this country transposed the EU emission limits as they were. It seems worth mentioning that the finding of prevailing (over-)compliance in this case study should be interpreted with caution. Firstly, 4 case studies are clearly insufficient to draw general conclusions. Secondly, the sample of countries may not be representative for the European Union and introduce a bias in the compliance outcomes, for example by excluding southern countries, such as Greece, Italy, Spain and Portugal, frequently claimed to exhibit more wide-spread compliance problems.

The study also shows that the countries followed distinct compliance paths. While Germany upgraded almost all existing municipal waste incinerators, the Netherlands closed more than 50% of their existing plant parks, replacing the capacity in new and larger installations. The path followed by the UK can largely be described as 'compliance through plant closure'. Almost all existing incinerators were closed and the waste largely transferred to landfill. The few remaining existing incinerators were retrofitted to comply with the stricter domestic regulation. In France, the majority of the large incinerators were retrofitted (some were down-sized to meet less strict requirements and some closed); and the majority of the numerous small incinerators shut down operations.

Turning to the analysis of the cost-effectiveness properties of the four countries' implementation paths, we find that Germany, the Netherlands and the UK at least formally reduced the differentiation of the Directive's requirements in their national transpositions and thus implemented even more homogenous requirements. In clear contrast to these three countries France transposed the Directive's requirements exactly and, additionally, differentiated the compliance deadlines further through selective enforcement and compliance. France, therefore, is an example of a country that introduced unforeseen discretion into the EU policy during its implementation step.

We also show that implementation was not equally cost-effective in all countries. The discretionary approach in France can be justified by this country's high aggregate compliance costs and cost-saving potential. And while the uniform and inflexible implementation in Germany was similarly in line with this country's rather homogeneous plant park, the homogeneous targets implemented in the Netherlands appear to be in contradiction to cost-effectiveness. To some extent, however, the Netherlands alleviated this cost-ineffectiveness by upgrading primarily those plants for which compliance costs were relatively lower, while shutting down operations of the other plants. The UK followed a distinct compliance path in marginalising incineration from 'existing' municipal waste incineration plants and transferring the waste to the cheaper treatment alternative landfill. All in all, this chapter suggests that at least in three out of four countries the implementation paths were in line with cost-effectiveness considerations. What is more, from the point of view of compliance and enforcement costs, implementation in France and the UK to some extent reduced the inefficiencies of the initial policy. But while the UK thus managed to comply with the Directive's targets in a cost-effective way, the cost-effective compliance result in France was reached only at the expense of environmental compliance.

Chapter 7: Driving forces behind national compliance paths

Chapter 6 gave first indications with respect to the cost-effectiveness of the various implementation paths. A more sophisticated judgement about this question requires a study of the driving forces and with this the rationale behind the regulators' and incinerators' enforcement and compliance decisions. The ultimate goal of chapter 7 is hence to assess whether the national decision makers intentionally tried to reduce the inefficiencies in the Directive during implementation. To this end we analyse, in a historical record, the major driving forces behind the specific outcomes in each of the four Member States. Emphasis is put on the heterogeneity of contexts in the four countries under investigation. Taking a broad approach, the study pays attention to the administrative systems in place, the pre-existing policies regulating atmospheric pollution

from domestic waste incineration plants, policy interactions both with other environmental and non-environmental policies, the interests of, and power relationships between, relevant actors, as well as to the general importance given to the environmental issue regulated at a national level. Unlike the majority of political sciences approaches reviewed in chapter 3, the study of the implementation of the Municipal Waste Incineration Directive places a specific focus on the costs faced by, and the motivations of, the regulated actors. Further factors taken into account and not discussed by the political science studies are, for example, the industrial and market structure of the regulated industry and the scope of regulatory agencies. We also discuss the findings with respect to the political science explanations for the varying effectiveness in implementation across countries.

As a major finding of this analysis we retain the impact of multiple interactions, both with environmental and non-environmental policies, and the associated regulatory uncertainty and anticipation, on the implementation outcomes. Where policy interactions reduced implementation costs they showed positive effects on compliance, where they increased these costs, they had negative impacts. These findings support the earlier suggestion that cost considerations clearly drove the compliance decisions in France and the UK. In this context it should be mentioned that the analysis showed that the Dutch and German implementation processes were much lesser shaped by the EU Directive than was the case in the other two countries. Finally, monitoring and enforcement were generally in line with, and an important factor behind, the observed compliance outcomes, but being endogenous variables, they were not sufficient to explain the outcomes in isolation. Rather, they were influenced by the degree of autonomy and scope of the regulatory authorities and by public and political awareness of environmental and health risks.

Setting the implementation outcomes in the four Member States studied and the factors found to have furthered or impeded effective policy implementation in relation with the more general suggestions of the political science based literature presented in chapter 3, two results can be stated: our case studies give only limited support to the administrative 'fit' model, but they clearly support the advantages of taking a broad view to a study of implementation processes in order to understand and explain the outcomes in each specific case.

Part C: Econometric evaluation of compliance and enforcement

In previous chapters we have insisted on the fact that implementation is frequently more than monitoring and enforcement. This, however, does not put into question the fact that enforcement does represent an important aspect of implementation. The ultimate goal of this last part of the thesis is to econometrically analyse the implementation of the 1989 Directive in France. The focus on France is explained by the fact that it was the only country amongst the four studied where enforcement was incomplete and a significant level of non-compliance occurred.

Two strands of economic literature are investigated with a view to this analysis which is carried out in chapter 10: the monitoring and enforcement literature (chapter 8) and the econometric studies on monitoring, enforcement and compliance in environmental regulation (chapter 9).

Chapter 8: A discussion of three selected monitoring and enforcement models

Throughout this thesis it was argued that a gap in implementation may be justified where the initial policy comprises inefficiencies, and that from an economic point of view, selective compliance might increase the cost-effectiveness of implementation where rather uniform targets are applied to heterogeneous pollution sources. Drawing on that part of the environmental economics literature that deals with the implementation issue - the monitoring and enforcement literature- chapter 8 shows how an implementation gap can increase the efficiency of an inefficient policy and formulates a number of hypotheses for the econometric study of the French implementation path.

In this, we focus on three selected models: We firstly apply Becker's (1968) analysis to the environment and to the question of how an implementation gap can improve the efficiency of an inefficient policy. Our simple modelling exercise identifies two ways of improving the efficiency of a policy through an implementation gap. First, when policy makers fail to take into account monitoring and enforcement costs and the resulting policy is too strict, imperfect compliance can restore *ex post* the efficiency of the policy by reducing its strictness. Second, uniform enforcement of a uniform, inefficient regulatory standard can lead to a cost-effectively differentiated implementation gap.

Secondly, we draw on Harrington's (1988) model of a cost-effective selective enforcement scheme in order to characterise the enforcer-firm relationship in implementation. Unlike many other monitoring and enforcement models, which are set in a static context, this author suggests that the enforcer-firm relationship is dynamic and interdependent. We retain from this model the potential interdependence of compliance decisions of regulated sources and enforcement decisions of the regulators and the need to take this feature into account when econometrically modelling implementation processes.

Finally, the econometric study of the French implementation case is confronted with a specific issue: that of initial compliance, referring to the necessary capital abatement investment, as opposed to those efforts necessary to reach continuing compliance with emission limit standards generally studied by econometric analyses. Implementation in the case of initial compliance was first modelled by Harford (2000). For the econometric study in chapter 10 we retain from this author's analysis the hypothesis that, where initial compliance is at stake, non-compliance is highly visible and monitoring is therefore not so much the issue of the enforcer. Deterrence of non-compliance here will depend on the enforcement actions (penalties) applied.

Chapter 9: A review of econometric studies on compliance, monitoring and enforcement behaviour in environmental regulation

Chapter 9 follows two objectives. On the one hand, it searches empirical evidence for the effectiveness of monitoring and enforcement, considered as central political action variables to influence the regulated firms' compliance behaviour, as well as for the factors that drive enforcer behaviour. Do regulators behave as welfare maximisers as suggested by normative theory or do they follow other, for example, personal or political objectives? On the other hand, it investigates whether other econometric studies have analysed cases comparable to the MWI Directive's implementation in France and whether these studies raised methodological issues relevant to our study.

The question about the effectiveness of enforcement tools is crucial. It is important from an economic point of view because scarce resources are spent on monitoring and enforcement activity. The tools' effectiveness is also important for the effects of an environmental policy, and will thus impact on the occurrence of an implementation gap, if regulators primarily rely on these action variables to promote compliance. Overall, the econometric studies establish that monitoring and enforcement are indeed effective in inducing firms to increase compliance. This implies that it is not the tools that are in question when looking for reasons for an implementation gap, but that such gaps are explained by a non-systematic application of the enforcement tools.

When consequently analysing the patterns of enforcement action, by identifying the factors that drive enforcement, we find indications in the econometric studies for enforcers frequently following various objectives when deciding about which plants to target by monitoring and enforcement: They follow welfare as well as political objectives and, to a lesser extent, also considerations in line with compliance maximisation objectives. This mix of motives guiding enforcement behaviour has an impact on the efficiency of the compliance results as well as on an assessment of this efficiency. All that can be said so far is that because welfare maximisation was never shown to be an unbiased objective, the empirical outcomes can be expected to be only partly efficient.

Finally, on a methodological side, many econometric studies back one hypothesis developed in the previous chapter: that compliance and enforcement decisions are generally interdependent. They also suggest that it is important to study a large set of possible explanatory variables, including political ones, in order to allow for a test of alternative objective functions when studying enforcement.

Chapter 10: An empirical evaluation of initial compliance and enforcement in France

This chapter applies discrete choice models of the logit type to an empirical econometric analysis of the compliance and enforcement choices in the implementation of the 1989 municipal waste incineration Directive in France. Compared to the studies reviewed in the preceding chapter, ours presents several new aspects. Firstly, it studies the problem of initial compliance as compared to that of continuing compliance analysed in chapter 9. Secondly, the nature of the compliance decision-maker differs from that analysed in the majority of cases reviewed before. The French municipal waste incinerators are owned and controlled by municipalities and hence are hybrid pollution entities as opposed to private firms. While other econometric studies mainly focus on private firms for which economic theory assumes a profit maximising behaviour, this assumption may be less appropriate in our case where incinerators were owned by a political actor and political variables might also be relevant to explain compliance behaviour. Finally, the study investigates implementation in a European country, whereas the majority of existing econometric studies on compliance with, and enforcement of, environmental regulation are set in North America or Asia.

We analyse the impact of a number of independent variables both on compliance decisions by municipal waste incinerators as well as on enforcement decisions of regulators. These independent variables cover, on the one hand, variables that relate to plant characteristics which are thought to have an impact on the viability, and level of the costs, of abatement investment and, on the other hand, a set of political variables. With respect to decisions made by municipal waste incinerators we are specifically interested in the factors that had an impact on the timing of compliance and on the exact mode of compliance. In other words, which factors had an impact on the incinerators' decision to comply on time or to delay compliance? And what explains the specific choices of whether to reach compliance through abatement or through plant closure?

The results give indications that despite their being political entities, the regulated actors generally followed compliance patterns that were in line with cost-minimising behaviour. However, one political variable also showed significant results: plants situated in municipalities governed by left-wing parties, assumed to be characterised by a relatively higher concern about environmental issues, were shown to comply earlier. This finding may thus indicate some political bias in compliance behaviour. With respect to enforcement behaviour, the results indicate that enforcers target older plants. The fact that enforcers hence target predominantly those plants that are less likely to comply characterises them as compliance maximisers.

It should be mentioned that we had difficulties in reaching significant results in econometric two-stage models which take into account the possibility that both regulated actors and enforcers anticipate the expected behaviour of the other when making compliance and enforcement decisions respectively. This is primarily explained by the low number of observations with respect to enforcement and has two implications: based on econometric models it is impossible to say anything about the relationship between enforcement measures that differed in strictness and the compliance decisions; and caution is necessary when interpreting the more simple models as their results may be biased.