



COMMISSION EUROPÉENNE



Document de référence

Aspects économiques et effets multimilieux

Juillet 2006

Ce document est la traduction de la version anglaise publiée par la Commission européenne qui seule fait foi.

Traduction V 1

RÉSUMÉ

Le présent document vise principalement à contribuer à la détermination des meilleures techniques disponibles (MTD) conformément à la directive 96/61/CE concernant la prévention et la réduction intégrées de la pollution [20, Commission européenne, 1996]. La notion de MTD dans le cadre de la PRIP tient compte des coûts et des avantages pouvant résulter d'une action, l'objectif étant de protéger l'environnement dans son ensemble pour éviter que la solution d'un problème environnemental ne conduise à un nouveau problème plus grave. Les MTD au sens général sont déterminées par des groupes de parties concernées (groupes de travail techniques – GTT) et présentées dans une série de documents de référence sur les meilleures techniques disponibles (*BAT reference documents* – BREF). Les MTD figurant dans les BREF servent de référence pour la détermination des conditions d'autorisation liées aux MTD ou pour l'établissement des prescriptions contraignantes générales visées à l'article 9, paragraphe 8.

L'article 9, paragraphe 4, stipule que les conditions d'autorisation sont fondées sur les meilleures techniques disponibles mais en tenant compte des caractéristiques techniques de l'installation concernée, de son implantation géographique et des conditions locales de l'environnement. Le considérant 18 laisse à l'État membre le soin de déterminer comment ces conditions locales peuvent, en tant que de besoin, être prises en considération. Lorsqu'il est nécessaire de déterminer l'option qui fournit le niveau le plus élevé de protection de l'environnement dans ces conditions locales, il peut être utile d'avoir recours aux méthodes d'évaluation des effets multimilieux décrites dans le présent document.

Certains des principes essentiels de la directive sont examinés dans ce document dans la mesure où ils concernent les aspects économiques des MTD et la prise en compte de l'environnement dans son ensemble (effets multimilieux).

Chapitre 1 – Informations générales sur les aspects économiques et les effets multimilieux.

Ce chapitre examine la terminologie employée dans la directive et explique les questions abordées dans le présent document. Les chapitres suivants présentent un certain nombre de lignes directrices qui peuvent être utilisées ensemble ou en combinaison pour faciliter la prise de décisions lors de la détermination des MTD. En structurant le débat, les lignes directrices devraient contribuer à résoudre les problèmes résultant de divergences d'opinion concernant les décisions en matière de MTD.

L'objectif de la directive est la prévention et la réduction intégrées de la pollution résultant des activités industrielles énumérées à l'annexe 1 de la directive. Elle prévoit des mesures destinées à prévenir ou, si cela n'est pas réalisable, pour réduire les émissions dans l'atmosphère, l'eau et le sol résultant de ces activités, notamment des mesures concernant les déchets, afin d'assurer un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. L'un des principes de la directive est que les installations doivent être exploitées de manière à ce que toutes les mesures préventives appropriées soient prises contre la pollution, en particulier par l'application des meilleures techniques disponibles.

La définition des MTD dans la directive et les principes à prendre en considération sont également examinés.

Chapitre 2 – Lignes directrices concernant les effets multimilieux. Lors de la détermination de la MTD, il faut choisir la technique qui est la plus efficace pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. Dans la pratique, il y aura probablement des cas où il ne sera pas clair quelle technique offre le niveau de protection le plus élevé. Dans ces cas, il sera éventuellement nécessaire de procéder à une évaluation pour déterminer quelle technique est «la meilleure». Les méthodes qui devraient faciliter cette tâche sont exposées au chapitre 2, concernant les effets multimilieux.

Conclusions

Ce chapitre contient quatre lignes directrices qui peuvent guider l'utilisateur dans le processus de détermination de la meilleure option environnementale parmi un certain nombre de techniques.

La ligne directrice 1 expose les informations qui sont nécessaires pour déterminer le champ et identifier les diverses techniques prises en considération.

La ligne directrice 2 concerne l'établissement d'un inventaire des émissions résultant de chacune des techniques et des ressources qu'elles utilisent. Cet inventaire peut être un élément important pour l'application de lignes directrices ultérieures.

La ligne directrice 3 décrit les étapes nécessaires pour évaluer les incidences sur l'environnement. Étant donné que les diverses techniques considérées présenteront généralement des différences en ce qui concerne les émissions, les rejets ou les ressources utilisées, cette ligne directrice examine les manières d'exprimer les effets sur l'environnement de manière à ce que des comparaisons puissent être faites entre les alternatives. Il s'agit de calculs qui permettent d'exprimer un large éventail de polluants de telle sorte qu'ils puissent être comparés et regroupés dans 7 thèmes environnementaux: toxicité humaine, réchauffement global, toxicité aquatique, acidification, eutrophisation, appauvrissement de la couche d'ozone et potentiel de création d'ozone photochimique. La ligne directrice tient compte également de la consommation d'énergie et de la production de déchets.

La ligne directrice 4 décrit la manière dont les thèmes environnementaux de la ligne directrice 3 peuvent être interprétés. Elle précise comment différentes incidences sur l'environnement peuvent être comparées et comment l'utilisateur peut prendre une décision quant aux techniques qui offrent le niveau général le plus élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

En suivant les lignes directrices exposées au chapitre concernant les effets multimilieux, l'utilisateur devrait être mieux à même de déterminer quelle option offre le niveau le plus élevé de protection de l'environnement. Le recours à cette méthode permettra également à l'utilisateur de justifier de manière logique sa décision, de sorte que les résultats pourront être vérifiés et validés à tout moment.

Chapitre 3 – Méthode de calcul des coûts. La directive exige également que les coûts et les avantages probables soient pris en considération lors de la détermination des MTD. Pour la détermination des coûts, une méthode de calcul est décrite au chapitre 3. Cinq autres lignes directrices sont présentées, qui permettent à l'utilisateur de présenter les coûts de manière transparente, afin que les options puissent être validées, vérifiées et comparées équitablement.

La ligne directrice 5 est analogue à la ligne directrice 1 concernant les effets multimilieux, dans la mesure où l'utilisateur doit aussi déterminer le champ et identifier les différentes options.

La ligne directrice 6 décrit les étapes qui sont nécessaires pour la collecte et la validation des données de coût par l'utilisateur.

La ligne directrice 7 concerne la détermination par l'utilisateur des coûts qui seront collationnés dans l'évaluation. Il s'agit de faire une distinction entre les coûts d'investissement et les coûts d'exploitation et d'entretien. Selon cette ligne directrice, il est préférable de décomposer les coûts aussi largement que possible afin qu'ils puissent être vérifiés et validés plus aisément.

La ligne directrice 8 décrit les étapes qui sont nécessaires pour traiter et présenter les données de coût. Les méthodes décrites concernent les taux de change, l'inflation, l'actualisation et le calcul des coûts annuels.

La ligne directrice 9 examine quels coûts sont à imputer à la protection de l'environnement.

Chapitre 4 – Évaluation des différentes techniques envisageables. Une fois que les incidences sur l'environnement ont été établies selon le chapitre 2 et que les coûts ont été déterminés selon le chapitre 3, il faut pouvoir les comparer. Ce chapitre examine les manières d'exprimer le rapport coûts/avantages et la façon dont les avantages environnementaux résultant de l'application d'une technique peuvent être évalués. On pourra dès lors comparer le coût économique de l'application d'une technique par rapport aux avantages qui en découlent pour l'environnement. Cela permet de déterminer plus clairement si l'application d'une technique est rentable ou non en termes d'avantages environnementaux.

Chapitre 5 – Viabilité économique du secteur d'activités. Selon la définition des MTD dans la directive, le terme «disponibles» signifie que les techniques considérées comme des MTD sont «mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables». Ce chapitre décrit un cadre pour l'évaluation de la viabilité économique. Dans ce cadre, les questions essentielles à examiner sont la structure de l'industrie, la structure du marché et la «résilience» du secteur d'activités.

Si l'on constate que l'application des techniques proposées ne compromettra pas la viabilité du secteur mais qu'il subsiste des inquiétudes quant à l'impact économique, on pourra procéder à une évaluation pour déterminer si l'application de ces techniques peut être facilitée en intervenant sur la vitesse à laquelle elles sont introduites.

Bien qu'une évaluation de la viabilité économique fasse partie intégrante de la détermination des MTD, une évaluation détaillée sera effectuée uniquement si une technique (ou une combinaison de techniques) est jugée trop onéreuse pour être considérée comme la MTD. Cette objection sera généralement émise par le secteur industriel concerné et ce chapitre décrit un cadre pour la présentation des arguments. La charge de la preuve revient à celui qui s'oppose à la MTD proposée.

Les annexes. Les annexes contiennent des données et des informations qui pourraient être nécessaires lors de l'application des méthodes décrites dans ce document.

- Annexes 1 à 9: informations utiles pour l'évaluation des effets multimilieux.
- Annexe 10: sources utiles pour les indices de prix européens utilisables avec la méthode de calcul des coûts.
- Annexe 11: ratios financiers pouvant être utiles pour l'évaluation de la viabilité économique.
- Annexe 12: coûts externes concernant certains polluants atmosphériques utilisables pour l'évaluation des différentes techniques (chapitre 4).
- Annexe 13: certaines des méthodes utilisées à l'appui de la mise en œuvre de la directive dans certains États membres.
- Annexe 14: exemple de la presse typographique qui a été utilisé pour l'élaboration de la méthode d'évaluation des effets multimilieux.
- Annexe 15: un exemple de réduction des NOx dans les incinérateurs de déchets municipaux pour illustrer l'application des différentes méthodes décrites dans le document.

Bien que les méthodes décrites ici aient été simplifiées dans la mesure du possible, la réalisation de ces évaluations restera un processus onéreux et ne devrait envisagée qu'en cas de désaccord véritable sur la question de savoir si une technique (ou une combinaison de techniques) est ou non la MTD.

Les méthodes décrites dans ce document aident l'utilisateur à évaluer et présenter les conséquences tant environnementales qu'économiques de l'introduction de nouvelles techniques à l'appui de la directive PRIP. Un des objectifs essentiels des méthodes décrites est la transparence, afin que toute partie du processus puisse être validée ou vérifiée. En procédant selon ces méthodes, l'utilisateur peut plus facilement réaliser cette transparence. Les méthodes

Conclusions

ne permettent pas à elles seules de prendre une décision mais peuvent aider les experts dans leur appréciation et procurer une base plus solide pour la décision finale.

La CE lance et soutient, dans le cadre de ses programmes de RDT, une série de projets concernant les technologies propres, les nouvelles techniques de traitement des effluents et de recyclage ainsi que les nouvelles stratégies de gestion. Ces projets pourraient apporter une contribution utile pour les futures révisions des BREF. Les lecteurs sont donc invités à informer le BEPRIP de tout résultat de recherche présentant de l'intérêt pour le présent document (voir également la préface du présent document).

Préface

1. Statut du présent document

Sauf indication contraire, dans le présent document, la « directive » se réfère à la directive du Conseil 96/61/CE sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution. La directive s'appliquant sans préjudice des dispositions communautaires sur la santé et la sécurité sur le lieu de travail, il en est de même du présent document.

Le présent document fait partie d'une série, qui présente les résultats d'un échange d'informations entre les États membres de l'Union européenne et les industries concernées par les meilleures techniques disponibles (MTD), des prescriptions de contrôle y afférentes et de leur évolution. Il est publié par la Commission européenne en vertu de l'Article 16(2) de la directive. Par conséquent, conformément à l'Annexe IV de la directive, il convient d'en tenir compte lors de la détermination des « meilleures techniques disponibles »

2. Obligations légales correspondantes de la directive IPPC et définition des MTD

Pour aider le lecteur à comprendre le contexte légal dans lequel le présent document a été rédigé, certaines des dispositions les plus importantes de la directive IPPC, y compris la définition de l'expression « meilleures techniques disponibles », sont décrites dans cette préface. Cette description est inévitablement incomplète et n'est donnée qu'à titre d'information. Elle n'a aucune valeur légale et ne modifie, ni n'affecte de quelque manière que ce soit les dispositions effectives de la directive.

La directive a pour objectif la prévention et la réduction intégrées de la pollution résultant des activités figurant en Annexe I, en vue d'aboutir à un haut niveau de protection de l'environnement dans son ensemble. La base légale de la directive a trait à la protection de l'environnement. Sa mise en œuvre devrait également tenir compte d'autres objectifs communautaires, tels que la compétitivité de l'industrie de l'Union, contribuant ainsi au développement durable.

Elle prévoit plus spécifiquement un système d'autorisation pour certaines catégories d'installations, exigeant tant des exploitants que des régulateurs qu'ils adoptent une vision globale intégrée du potentiel de consommation et de pollution de l'installation. L'objectif global d'une telle approche intégrée doit être l'amélioration de la gestion et du contrôle des procédés industriels, afin d'assurer un haut niveau de protection de l'environnement dans son ensemble. Au cœur de cette approche figure le principe général mentionné à l'Article 3, selon lequel les **exploitants** devraient adopter toutes les mesures préventives appropriées contre la pollution, en particulier par l'application des meilleures techniques disponibles leur permettant d'améliorer leur performance environnementale.

L'expression « meilleures techniques disponibles » est définie à l'Article 2(11) de la directive comme étant « le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble ». L'Article 2(11) poursuit pour clarifier plus encore cette définition comme suit :

les « techniques » incluent tant la technologie utilisée que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et déclassée ;

les techniques « disponibles » sont celles mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables,

en tenant compte des coûts et des avantages, que ces techniques soient ou non utilisées ou produites sur le territoire de l'État Membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables ;

les « meilleures » techniques sont les techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

En outre, l'Annexe IV de la directive contient une liste de « considérations à prendre en compte en général ou dans des cas particuliers lors de la détermination des meilleures techniques disponibles... compte tenu des coûts et des avantages pouvant résulter d'une action et des principes de précaution et de prévention ». Ces considérations incluent les informations publiées par la Commission en vertu de l'Article 16(2).

Les autorités compétentes chargées de la délivrance des autorisations ont l'obligation de tenir compte des principes généraux stipulés à l'Article 3 lors de la détermination des conditions d'obtention de l'autorisation. Ces conditions doivent inclure des valeurs d'émission limites, complétées ou remplacées, le cas échéant, par des paramètres équivalents ou des mesures techniques. Conformément à l'Article 9(4) de la directive, ces valeurs d'émission limites, les paramètres équivalents et les mesures techniques, sans préjudice de la conformité avec les normes de qualité de l'environnement, doivent être fondés sur les meilleures techniques disponibles, sans prescrire l'utilisation d'une technique ou d'une technologie spécifique, et en tenant compte des caractéristiques techniques de l'installation concernée, de son implantation géographique et des conditions environnementales locales. Dans tous les cas, les conditions d'autorisation doivent contenir des dispositions relatives à la minimisation de la pollution à longue distance ou transfrontalière, et garantir un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

Aux expressions de l'Article 11 de la directive, les États membres ont l'obligation de s'assurer que les autorités compétentes suivent ou sont informées de l'évolution des meilleures techniques disponibles.

3. Objectif du présent document

L'Article 16(2) de la directive nécessite que la Commission organise « un échange d'informations entre les États membres et les industries concernées au sujet des meilleures techniques disponibles, des prescriptions de contrôle y afférentes et de leur évolution » et qu'elle publie les résultats de cet échange.

Le but de cet échange d'information est indiqué dans la clause 25 de la directive, qui déclare que « le développement et l'échange d'information au niveau communautaire en ce qui concerne les meilleures techniques disponibles permettront de réduire les déséquilibres au plan technologique dans la Communauté, favoriseront la diffusion au plan mondial des valeurs limites et des techniques utilisées dans la Communauté et aideront les États membres dans la mise en œuvre efficace de la présente directive ».

La Commission (direction générale de l'environnement) a mis sur pied un forum d'échange d'informations (IEF) pour le soutien des travaux aux expressions de l'Article 16(2) et un certain nombre de groupes de travail technique a été créé sous l'égide de l'IEF. Tant l'IEF que les groupes de travail technique incluent des représentants des États membres et de l'industrie, comme l'exige l'Article 16(2).

Cette série de documents a pour objet d'être le reflet authentique de l'échange d'informations intervenu selon l'Article 16(2) et de communiquer des informations de référence aux autorités qui délivrent les autorisations, afin qu'elles en tiennent compte lors de la détermination des conditions d'autorisation. Par la

mise à disposition d'informations pertinentes sur les meilleures techniques disponibles, ces documents devraient faire office d'outils de référence pour faire évoluer la performance environnementale.

4. Sources d'information

Le présent document constitue un résumé des informations rassemblées en provenance de différentes sources, y compris en particulier la connaissance des groupes créés pour assister la Commission dans ses travaux, et il a été vérifié par les services de la Commission. Nous remercions avec reconnaissance tous ceux qui y ont contribué.

5. Comprendre et utiliser ce document

Les informations contenues dans ce document sont destinées à être utilisées **en tant que** contribution à la détermination des MTD. Lors de la détermination des MTD et des autorisations d'exploitation basées sur celles-ci, il convient, à tout moment, de tenir compte de l'objectif global d'obtention d'un haut niveau de protection de l'environnement dans son ensemble.

Le reste de la présente préface décrit le type d'informations fournies dans chaque section du document.

Le chapitre 1 explique les problèmes qui sont traités dans le présent document et les liens avec les articles pertinents de la directive.

Un objectif de la directive est d'atteindre un niveau très élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. Lorsque l'alternative proposant le niveau le plus élevé de protection n'est pas évidente, un moyen de comparaison des alternatives peut être utile. Le chapitre 2 explique la manière dont une évaluation croisée peut être réalisée dans le but de déterminer quelle alternative peut obtenir le niveau le plus élevé de protection. La directive exige également que les coûts et bénéfices vraisemblables d'une technique soient pris en considération lors de la détermination des MTD. Pour traiter cette exigence, le chapitre 3 décrit les étapes **de** l'obtention et **du** traitement des données sur les coûts concernant des techniques alternatives, d'une manière transparente.

Le chapitre 4 examine des moyens d'évaluation des alternatives et de comparaison des améliorations de **la performance** environnementale par rapport au coût de mise en œuvre des techniques.

Dans la définition de « disponibles » en ce qui concerne les MTD, il existe une exigence selon laquelle *« les techniques doivent concerner celles mises au point sur une échelle qui permet une mise en œuvre dans le secteur industriel pertinent, dans des conditions économiquement et techniquement viables »*. Le chapitre 5 définit les problèmes clés devant être considérés lorsque l'on tente de déterminer si cette condition est respectée.

Des informations et des données utiles pour étayer les méthodologies stipulées dans le présent document sont proposées dans les annexes au même titre que 2 exemples démontrant l'application des méthodologies.

Étant donné que les meilleures techniques disponibles évoluent avec le temps et que de meilleures données ou de meilleurs modèles peuvent être disponibles, le présent document sera révisé et mis à jour selon les besoins. Toutes les observations et suggestions devront être soumises au Bureau européen de l'IPPC auprès de l'Institut de prospective technologique à l'adresse suivante :

Edificio Expo, Inca Garcilaso s/n, E-41092 Séville, Espagne

Téléphone : +34 95 4488 284 Fax : +34 95 4488 426
e-mail : jrc-ipts-eippcb@ec.europa.eu
Internet : <http://eippcb.jrc.es>

Document de référence sur les aspects économiques et les effets intermilieux

RÉSUMÉ

PRÉFACE

V

PORTÉE

XIII

1 INFORMATIONS GÉNÉRALES SUR LES ASPECTS

ÉCONOMIQUES ET LES EFFETS INTERMILIEUX

1

2 LIGNES DIRECTRICES INTERMILIEUX

7

2.1 Introduction

7

2.2 Techniques de simplification

9

2.3 Ligne directrice 1 – Délimiter et identifier les options alternatives

10

2.4 Ligne directrice 2 – Inventaire des consommations et des émissions

12

2.4.1 Qualité des données

13

2.4.2 Énergie (Électricité et Chaleur)

14

2.4.2.1 Efficacité énergétique

14

2.4.2.2 Électricité et chaleurs utilisées dans le procédé

14

2.4.2.3 Mélange d'électricité et de chaleur européennes

15

2.4.3 Déchets

16

2.5 Ligne directrice 3 – Calculer les **impacts croisés**

18

2.5.1 Toxicité pour l'homme

20

2.5.1.1 Évaluation du potentiel de toxicité pour l'homme d'une proposition

20

2.5.1.2 Problèmes à considérer

21

2.5.2 Réchauffement **global**

21

2.5.2.1 Évaluation du potentiel de réchauffement de la

planète d'une proposition

22

2.5.2.2 Problèmes à considérer	22
2.5.3 Toxicité aquatique	23
2.5.3.1 Évaluation du potentiel de toxicité aquatique d'une proposition	23
2.5.3.2 Problèmes à considérer	24
2.5.4 Acidification	25
2.5.4.1 Évaluation du potentiel d'acidification d'une proposition	25
2.5.4.2 Problèmes à considérer	25
2.5.5 Eutrophisation	26
2.5.5.1 Évaluation du potentiel d'eutrophisation d'une proposition	26
2.5.5.2 Problèmes à considérer	27
2.5.6 Appauvrissement de l'ozone	27
2.5.6.1 Évaluation du potentiel d'appauvrissement de l'ozone d'une proposition	27
2.5.6.2 Problèmes à considérer	28
2.5.7 Potentiel de création d'ozone photochimique	28
2.5.7.1 Évaluation du potentiel de création d'ozone photochimique d'une proposition	28
2.5.7.2 Problèmes à considérer	29
2.6 Ligne directrice 4 – Interpréter les conflits intermilieux	29
2.6.1 Comparaison simple de chaque thème environnemental	30
2.6.2 Normalisation aux totaux européens	30
2.6.3 Normalisation par rapport aux données de registre d'émission de la pollution en Europe	31
2.6.4 Tri des effets environnementaux locaux	32
2.7 Conclusions sur les impacts croisés	33
3 LA MÉTHODOLOGIE DE L'ÉVALUATION DES COÛTS	34
3.1 Ligne directrice 5 – Délimiter et identifier les possibilités alternatives	36
3.2 Ligne directrice 6 – Rassembler et valider les données sur les coûts	37

3.2.1 Sources des données relatives aux coûts	37
3.2.2 Incertitude des données documentaires	38
3.2.3 Résumé de la ligne directrice 6	38
3.3 Ligne directrice 7 – Définir les composants des coûts	39
3.3.1 Liste récapitulative des composants des coûts	39
3.3.2 Coûts devant être identifiés séparément	43
3.3.3 Facteur d'échelle pour les usines	43
3.3.4 Résumé de la Ligne directrice 7	44
3.4 Ligne directrice 8 – Traiter et présenter l'information sur les coûts	45
3.4.1 Taux de change	45
3.4.2 Inflation	45
3.4.2.1 Établissement des prix dans l'année de base	46
3.4.2.2 Prix réels et nominaux	46
3.4.3 Actualisation	48
3.4.3.1 Valeur actualisée	48
3.4.3.2 Valeur actualisée nette	49
3.4.3.3 Actualisation et taux d'intérêt	49
3.4.4 Calcul des coûts annuels	51
3.4.5 Emplacement des nouvelles usines	52
3.4.6 Autres moyens pour traiter les coûts	52
3.4.7 Résumé de la Ligne directrice 8	53
3.5 Ligne directrice 9 – Attribuer les coûts à la protection de l'environnement	53
4 ÉVALUATION DES ALTERNATIVES	55
4.1 Analyse de la rentabilité	57
4.2 Ventilation des coûts entre les polluants	57
4.3 Comparaison entre coûts et bénéfices pour l'environnement	58
4.3.1 Prix de référence	58
4.3.2 Coûts externes	70

4.3.3 Conclusion sur l'évaluation des alternatives	72
5 VIABILITÉ ÉCONOMIQUE DANS LE SECTEUR	73
5.1 Introduction	73
5.2 Structure de l'industrie	74
5.2.1 Description de la structure de l'industrie	75
5.2.2 Exemples de la structure de l'industrie	75
5.2.3 Conclusion sur la structure de l'industrie	76
5.3 Structure du marché	76
5.3.1 Description de la structure du marché	76
5.3.1.1 Analyse du marché à l'aide de la théorie des cinq forces de Porter	77
5.3.2 Exemples de la structure du marché	79
5.3.3 Conclusion sur la structure du marché	80
5.4 Résilience	80
5.4.1 Description de la résilience	80
5.4.2 Exemples de résilience	81
5.4.3 Conclusion sur la résilience	84
5.5 Vitesse de mise en œuvre	84
5.5.1 Description de la vitesse de mise en œuvre	84
5.5.2 Exemples de la vitesse de mise en œuvre	85
5.5.3 Conclusion sur la vitesse de mise en œuvre	85
5.6 Conclusion sur la viabilité économique dans le secteur	86
6 REMARQUES ET CONCLUSION	87
RÉFÉRENCES	90
GLOSSAIRE	93
ANNEXES	99
ANNEXE 1 – POTENTIELS DE TOXICITÉ SUR L'HOMME	100
ANNEXE 2 – POTENTIELS DE RÉCHAUFFEMENT GLOBAL	103
ANNEXE 3 – POTENTIELS DE TOXICITÉ AQUATIQUE	106

ANNEXE 4 – POTENTIELS D’ACIDIFICATION	113	
ANNEXE 5 – POTENTIELS D’EUTROPHISATION	114	
ANNEXE 6 – POTENTIELS DE DESTRUCTION DE LA COUCHE D’OZONE		115
ANNEXE 7 – POTENTIEL DE CRÉATION D’OZONE PHOTOCHEMIQUE	119	
ANNEXE 8 – MÉLANGE ÉNERGÉTIQUE EUROPÉEN	124	
ANNEXE 9 — DIRECTIVE DU CONSEIL (85/337/CEE)	128	
ANNEXE 10 – INDICES DES PRIX EUROPÉENS	129	
ANNEXE 11 – TAUX FINANCIERS	131	
ANNEXE 12 – COÛTS EXTERNES POUR CERTAINS POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES		133
ANNEXE 13 — MÉTHODOLOGIES EMPLOYÉES DANS LES ÉTATS MEMBRES	140	
ANNEXE 14 – EXEMPLE DE LA MACHINE À IMPRIMER	143	
ANNEXE 15 – EXEMPLE DE LA RÉDUCTION DE NO _x DANS UN INCINÉRATEUR DE DÉCHETS MUNICIPAUX		171

Liste des figures

Figure 1.1 : Les lignes directrices intermilieux	5
Figure 1.2 : Méthodologie d'évaluation des coûts	5
Figure 1.3 : Évaluation des alternatives	6
Figure 1.4 : Viabilité économique dans le secteur	7
Figure 2.1 : Organigramme pour les lignes directrices intermilieux	8
Figure 3.1 : Les étapes impliquées dans la méthodologie d'évaluation des coûts	35
Figure 4.1 : Chapitre 4 Évaluation des alternatives	56
Figure 4.2 : Processus de prise de décision pour l'évaluation de la rentabilité	65
Figure 4.3 : Données sur la rentabilité pour certaines techniques de réduction des NOX	71
Figure 5.1 : Évaluation de la viabilité économique pour le secteur	74
Figure 5.2 : Fluctuation des prix de certains produits pétrochimiques	80
Équation 3.1 : Approche 1 – Calcul du coût annuel total d'un investissement	51
Équation 3.2 : Approche 2 – Calcul du coût annuel total d'un investissement	52

Liste des tableaux

Table 2.1 : Ressources utilisées et émissions engendrées par un procédé qui utilise 10 GJ d'électricité par an	15
Table 2.2 : Charges européennes totales	31
Table 4.1 : Données sur l'émission et la consommation pour deux options technologiques 1 et 2	61
Table 4.2 : Comparaison des options technologiques 1 et 2 à l'aide des coûts fictifs	61
Table 4.3 : Comparaison des coûts et des « bénéfices »	62
Table 4.4 : Valeurs de référence indicatives pour le rendement total	63
Table 4.5 : Valeurs de référence indicatives pour la rentabilité marginale	64

Table 4.6 : Évaluation de la rentabilité pour les techniques de réduction de NO _x et SO ₂ pour des installations de combustion dans les Flandres à l'aide de valeurs de référence indicatives	69
Table 5.1 : Estimation des coûts supplémentaires par tonne de verre creux si une technologie SCR est installée pour plusieurs débits gazeux	83
Table 5.2 : Calcul des coûts de mise en œuvre d'une SCR à faible teneur en poussière et d'une SCR à teneur élevée en poussière dans l'industrie du ciment	84

PORTÉE

Le présent document de référence sur les aspects économiques et les **impacts croisés** a été mis au point dans le cadre du forum d'échanges d'informations européen de l'IPPC sur les MTD. Les méthodologies stipulées dans le présent document peuvent aider à la fois les groupes de travail technique (GTT) et les rédacteurs d'autorisations lorsqu'ils **doivent prendre en compte** les conflits environnementaux et économiques qui peuvent survenir lors de la détermination des techniques à mettre en œuvre dans la directive IPPC.

Les groupes de travail technique peuvent être amenés à résoudre ces conflits lors de la détermination des meilleures techniques disponibles (MTD) dans un BREF (document de référence **sur** les meilleures techniques disponibles). Les rédacteurs d'autorisations peuvent également avoir à résoudre certains conflits lors de la détermination des conditions d'autorisation **d'un permis** IPPC pour une installation individuelle (qui doivent se fonder sur les MTD selon l'Article 9(4) de la **Directive**). Les méthodologies décrites donnent une structure **cohérente** constante au processus de prise de décision et définissent un cadre clair et transparent pour parvenir à une décision lors de la comparaison entre les impacts environnementaux et les coûts. **Bien** que les méthodologies présentées dans ce document sont principalement développées pour la détermination des MTD au niveau d'un secteur (c'est-à-dire dans des BREF), les approches peuvent avoir une certaine utilisation à un niveau local même s'il faut remarquer que (a) la directive n'émet aucune disposition pour un quelconque **critère** de viabilité économique à un quelconque niveau autre que le secteur industriel et (b) la directive est explicite dans la clause 18 en ce qu'il incombe aux États membres de déterminer la manière de prendre en compte les caractéristiques techniques d'une installation, son emplacement géographique et des conditions environnementales locales quelconques.

Le présent document traite certains des principes centraux de la directive :

1. Informations générales sur les aspects économiques et les **impacts croisés** – Le Chapitre 1 expose la terminologie utilisée dans la directive. Il explique également les problèmes qui sont traités par

le présent document. Bien qu'elle soit prévue pour aider l'utilisateur, cette description est inévitablement incomplète et n'est donnée qu'à titre d'information. Toute interprétation n'a aucune valeur légale et ne modifie, ni n'affecte de quelque manière que ce soit les dispositions effectives de la directive. Il existe une certaine répétition **entre** la formulation de la préface **et** le présent chapitre, mais ceci est nécessaire pour expliquer le contexte entier de l'évolution du présent document.

2. **Impacts croisés** - Une méthodologie **pour les impacts croisés** est définie dans le Chapitre 2 qui permet à l'utilisateur de déterminer une ou plusieurs techniques alternatives pouvant être mises en œuvre en vertu de l'IPPC et offrant le niveau le plus élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. La méthodologie définit une méthodologie transparente pour chercher un équilibre entre les compromis qui doivent être trouvés pour déterminer la meilleure option environnementale.
3. Méthodologie d'évaluation des coûts - Dans de nombreux cas, la technique qui offre le niveau le plus élevé de protection de l'environnement va être la MTD, mais la directive exige également que les coûts et avantages vraisemblables de la mise en œuvre d'une technique soient pris en compte. Le Chapitre 3 définit une méthodologie d'évaluation des coûts, qui va permettre que les utilisateurs et les **décideurs** établissent et présentent les coûts de la mise en œuvre d'une technique de manière transparente.
4. Évaluation des alternatives - Le Chapitre 4 traite certains des procédés qui peuvent être utilisés pour comparer les coûts économiques aux avantages environnementaux. Il utilise les informations rassemblées dans les deux chapitres précédents et permet une comparaison des techniques alternatives qui apportent des avantages environnementaux différents et qui auront des coûts différents.
5. Viabilité économique - Le Chapitre 5 expose les exigences de la directive pour s'assurer que quelle que soit la technique déterminée comme étant une MTD, celle-ci ne va pas compromettre la viabilité économique du secteur industriel mettant en œuvre cette ou ces techniques. Ce chapitre ne s'appliquera qu'à la détermination d'une MTD (et non pour une installation individuelle) et définit un cadre de travail dans lequel la viabilité économique peut être évaluée.

Les annexes fournissent des données et des informations pouvant servir à la réalisation des évaluations décrites dans le présent document.

On envisage que ces méthodologies ne s'appliquent qu'aux cas où la meilleure option n'est pas évidente à partir des **discussions** initiales. **Lorsqu'une conclusion est évidente ou qu'un accord a été trouvé concernant l'alternative qui est l'option préférée pour la mise en œuvre, il ne sera pas nécessaire d'appliquer les méthodologies stipulées ici.**

Technique or combination of techniques under consideration as possible BAT	Technique ou combinaison de techniques considérée comme une MTD possible
Generally offering a high level of environmental protection ?	Offre-t-elle en général un niveau élevé de protection environnementale ?
Yes	Oui

No	Non
TWG and EIPPCB apply expert judgement	Les GTT et le BEPRIP appliquent un jugement d'experts
ECM conflict ?	Conflit ECM ?
ECM guidelines	Lignes directrices de l'ECM
BAT under certain ECM conditions	MTD sous certaines conditions de l'ECM
BAT	MTD
Not BAT	Pas une MTD

Le rôle des lignes directrices de l'ECM dans la détermination des MTD au niveau des secteurs du BREF

1 INFORMATIONS GÉNÉRALES SUR LES ASPECTS ÉCONOMIQUES ET LES **IMPACTS CROISÉS**

Le présent chapitre explique le contexte du présent document de référence sur « les aspects économiques et les **impacts croisés** » et explique les liens avec les articles pertinents de la directive. Le texte extrait de la directive est présenté en italique dans les encadrés ci-dessous.

L'objet et la portée de la directive IPPC sont définis à l'Article 1.

Article 1

Objet et portée

La présente directive a pour objet la prévention et la réduction intégrées des pollutions en provenance des activités figurant en Annexe I. Elle prévoit les mesures visant à éviter ou, lorsque cela s'avère impossible, à réduire les émissions des activités susvisées dans l'air, l'eau et le sol, y compris les mesures concernant les déchets, afin d'atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement considéré dans son ensemble, et cela, sans préjudice de la directive 85/337/CEE (27 juin 1985 sur l'évaluation des effets de certains projets publics et privés sur l'environnement) et des autres dispositions communautaires en la matière.

Pour atteindre cet objectif, des procédés industriels s'inscrivant dans la portée de l'Annexe I de la directive requièrent une autorisation fondée sur les « Meilleures Techniques Disponibles » (MTD).

La définition d'une MTD est donnée à l'Article 2.

Article 2

Définitions

Aux fins de la présente directive, on entend par :

« meilleures techniques disponibles » : le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble.

Par :

- « techniques », on entend aussi bien les techniques employées que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et mise à l'arrêt,

- « disponibles », on entend les techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et

techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages, que ces techniques soient, ou non, utilisées ou produites sur le territoire de l'État membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables,

- « meilleures », on entend les techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

Dans la détermination des meilleures techniques disponibles, il convient de prendre particulièrement en considération les éléments énumérés à l'annexe IV ;

Les éléments énumérés en Annexe IV de la directive sont définis en page suivante.

ANNEXE IV

Éléments à prendre en compte en général ou dans des cas spécifiques lors de la détermination des meilleures techniques disponibles, selon la définition à l'Article 2 (11), considérant les coûts et les avantages vraisemblables d'une mesure et les principes de précaution et de prévention :

- 1. l'utilisation d'une technologie entraînant peu de déchets ;*
- 2. l'utilisation de substances moins dangereuses ;*
- 3. la poursuite de la valorisation et du recyclage de substances générées et employées dans le procédé et de déchets, le cas échéant ;*
- 4. des procédés, installations ou méthodes comparables qui ont été essayés avec succès à échelle industrielle ;*
- 5. des avancées technologiques et des changements de la connaissance et la compréhension scientifiques ;*
- 6. la nature, les effets et le volume des émissions concernées ;*
- 7. les dates de mise en service pour les installations nouvelles ou existantes ;*
- 8. la durée nécessaire pour introduire la meilleure technique disponible ;*
- 9. la consommation et la nature des matières premières (y compris l'eau) utilisées dans le procédé et leur efficacité énergétique ;*
- 10. le besoin d'éviter ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions sur l'environnement et les risques s'y rapportant ;*
- 11. le besoin d'éviter les accidents et de réduire les conséquences pour l'environnement ;*
- 12. les informations publiées par la Commission conformément à l'Article 16 (2) ou par des organisations internationales.*

Dans l'échange d'informations organisé en vertu de l'Article 16 de la directive, la MTD est déterminée au sens général à partir de contributions provenant principalement **des parties prenantes** européennes. Les résultats de l'échange d'informations sont intégrés dans la série des documents de référence sur les meilleures techniques disponibles (BREF). Chaque BREF est mis au point avec un groupe de travail technique (**TWG, Technical Working Group**). Les conclusions sur la MTD au sens général dans les BREF servent de point de référence **pour aider** à la détermination des conditions d'autorisations basées sur la MTD ou à l'établissement de règles contraignantes générales selon l'Article 9 (8).

Lors de la détermination d'une MTD, il peut s'avérer nécessaire de décider de la technique qui propose la meilleure performance environnementale dans le contexte du procédé industriel. À cet égard, des compromis peuvent survenir, pour lesquels des choix doivent être faits, entre **le rejet** d'un polluant dans différents milieux environnementaux, ou entre différents rejets dans le même milieu environnemental. Par exemple, l'utilisation d'eau pour **laver** un rejet dans l'atmosphère transfère ce polluant de l'atmosphère à l'eau et va consommer de l'eau et de l'énergie **à travers** le processus de **lavage**. Cette consommation d'énergie conduit, de manière indirecte, à des émissions atmosphériques supplémentaires dans le même milieu (l'air). Le Chapitre 2 du présent document définit une méthodologie **pour traiter ces « impacts croisés » et ainsi aider à** résoudre ces choix et à déterminer l'alternative qui offre le niveau le plus élevé de protection pour l'environnement dans son ensemble.

L'Article 9(4) exige que les conditions d'autorisation se basent sur **les** MTD, mais en tenant compte des caractéristiques techniques de l'installation en question, de son emplacement géographique et des conditions environnementales locales. En outre, la clause 18 laisse l'État membre déterminer la manière dont ces conditions locales peuvent, le cas échéant, être prises en considération. Lorsqu'il est nécessaire de déterminer quelle option apporte le meilleur niveau de protection de l'environnement dans de telles situations locales, les méthodologies « intermilieux » stipulées aux présentes **décrites ici** peuvent également participer à cette détermination. Les éléments des méthodologies pouvant s'avérer utiles dans la situation locale sont exposés plus en détail dans le texte.

L'Article 10 de la directive stipule que des conditions plus strictes que la MTD peuvent être requises pour garantir la conformité avec une norme de qualité environnementale.

Article 10

Meilleures techniques disponibles et normes de qualité environnementale

Si une norme de qualité environnementale nécessite des conditions plus sévères que celles pouvant être atteintes par l'utilisation des meilleures techniques disponibles, des conditions supplémentaires sont notamment requises par l'autorisation, sans préjudice d'autres mesures pouvant être prises pour respecter les normes de qualité environnementale.

Des outils de tri pouvant être utilisés pour déterminer les émissions risquant de devoir être évaluées plus en détail dans la situation locale sont décrits à la Section 2.6.4. Si le tri identifie un polluant comme étant une inquiétude, il peut être nécessaire de modéliser les impacts plus en détail et de tenir compte des **préoccupations** locales spécifiques telles que les conditions météorologiques dominantes, la dilution, la topographie et l'interaction avec d'autres sources locales de pollution. Même avec ces outils de tri, une consultation de l'autorité d'autorisation locale risque d'être nécessaire, étant donné que des inquiétudes locales spécifiques peuvent ne pas être envisagées **ici**.

Le terme « disponibles » dans une MTD requiert que les coûts et les avantages de la mise en œuvre d'une technique soient pris en considération. Le Chapitre 3 définit une méthodologie d'évaluation des coûts de sorte que les coûts des options alternatives considérées peuvent être comparés équitablement. Il est important que ces coûts soient rapportés et gérés de manière transparente de sorte qu'aucune **distorsion** {ou « **aucun biais** »} ne s'introduise dans l'évaluation. La directive se rapporte aux **bénéfices** et aux avantages. Dans le présent document, le terme « bénéfiques » est utilisé pour se rapporter aux bénéfiques ou aux avantages mentionnés dans la directive.

Une fois que les incidences sur l'environnement et le coût de la mise en œuvre ont été établis, un procédé de comparaison de ces deux problèmes est nécessaire. Le Chapitre 4 expose des méthodologies qui peuvent être utilisées pour comparer les incidences sur l'environnement d'une technique au coût de la mise en œuvre.

Également dans la définition de « *disponibles* » de la MTD, il est nécessaire que la technique puisse être mise en œuvre « *dans des conditions économiquement et techniquement viables* ». Le Chapitre 5 expose les facteurs critiques de la détermination de la viabilité économique d'une technique, ce qui aide à structurer le débat sur la viabilité économique nécessaire dans la détermination de la MTD. Ce chapitre n'est applicable qu'à la détermination de la MTD ; la directive ne formule aucune disposition pour un test de viabilité économique **dans une** situation locale.

Les Annexes fournissent des données destinées à mener diverses évaluations et **d'autres données** de référence pouvant être utiles dans l'évaluation.

Toutes les méthodologies décrites dans le présent document ont été mises au point sous forme d'outils pratiques aidant au procédé de prise de décision qui va inévitablement impliquer un jugement d'experts. Néanmoins, du temps, des ressources et une expertise sont nécessaires pour mener à bien les évaluations et il sera souvent nécessaire d'user d'un certain pragmatisme lors de la prise de décision. On prévoit que ces méthodologies ne soient utilisées que dans les cas où il n'y a pas de préférence évidente, ou lorsqu'il existe un certain conflit concernant la technique représentant le meilleur choix. Si, à un quelconque stade, un accord général décide qu'une technique ou une combinaison de techniques est une MTD sans besoin d'évaluation supplémentaire, il n'est pas nécessaire d'appliquer toutes les méthodologies définies **ici** pour le prouver, il suffit simplement d'exposer la justification de la décision. Ce test est vrai tout au long du document, que ce soit en ce qui concerne l'évaluation intermédiaire, la méthodologie d'évaluation des coûts ou la détermination de la viabilité économique **au niveau sectoriel**.

Les méthodologies décrites dans le présent document sont représentées schématiquement ci-dessous. La séquence logique à suivre si l'on applique les méthodologies serait : 1) les méthodologies intermiliaires sont décrites sous forme de lignes directrices sur la Figure 1.1, 2) la méthodologie d'évaluation des coûts, sur la Figure 1.2, 3) l'évaluation des alternatives, sur la Figure 1.3 et enfin 4) l'exposé de la viabilité économique **au niveau sectoriel**, sur la Figure 1.4. Comme cela a été mentionné précédemment, si, à un moment quelconque, la réponse devient évidente, alors il ne sera pas nécessaire d'appliquer les méthodologies décrites, l'utilisateur doit simplement exposer la justification et effectuer la détermination. Il peut y avoir des cas où l'utilisateur aura seulement besoin **de mener à bien** l'un ou l'autre aspect de la détermination. Par exemple, si le bénéfice d'une technique pour l'environnement est bien connu, la méthodologie d'évaluation des coûts peut être utilisée séparément pour déterminer les coûts sans avoir recours à la totalité de la méthodologie intermiliaire. Dans le but de rendre ces méthodologies aussi adaptables que possible, on les a mises au point de manière modulaire et on peut les utiliser de manière indépendante.

Guideline 1 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 1 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 2 Inventory of emissions: pollutant releases raw material consumption energy consumption waste	Ligne directrice 2 Inventaire des émissions : rejets de polluants consommation de matières premières consommation d'énergie déchets
Guideline 3 Calculate the cross-media effects: human toxicity global warming aquatic toxicity acidification eutrophication ozone depletion photochemical ozone creation	Ligne directrice 3 Calculer les impacts croisés : toxicité pour l'homme réchauffement global toxicité aquatique acidification eutrophication destruction de la couche d'ozone création d'ozone photochimique
Guideline 4 Interpret the cross-media conflicts	Ligne directrice 4 Interpréter les conflits intermiliaires
Cross-media Guideline Chapter 2	Lignes directrices intermiliaires Chapitre 2

Figure 1.1 : Les lignes directrices intermiliaires

Guideline 5 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 5 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 6 Gather and validate the cost data	Ligne directrice 6 Rassembler et valider les données sur les coûts
Guideline 7	Ligne directrice 7

Define the cost components: investment costs operating and maintenance costs revenues, benefits and avoided costs	Définir les composants des coûts : coûts d'investissement coûts d'exploitation et de maintenance revenus, bénéfices et coûts évités
Guideline 8 Process and present the cost information: exchange rates inflation establishing prices in the base year discount and interest rates calculating annual costs	Ligne directrice 8 Traiter et présenter les informations sur les coûts : taux de change inflation établissement des prix dans l'année de base taux d'actualisation et taux d'intérêt calcul des coûts annualisés
Guideline 9 Attributing costs to environmental protection	Ligne directrice 9 Attribuer les coûts à la protection de l'environnement
Costing methodology Chapter 3	Méthodologie d'évaluation des coûts Chapitre 3

Figure 1.2 : Méthodologie d'évaluation des coûts

Guideline 1 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 1 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 2 Inventory of emissions: pollutant releases raw material consumption energy consumption waste	Ligne directrice 2 Inventaire des émissions : rejets de polluants consommation de matières premières consommation d'énergie déchets
Guideline 3 Calculate the cross-media effects: human toxicity global warming aquatic toxicity acidification eutrophication ozone depletion photochemical ozone creation	Ligne directrice 3 Calculer les impacts croisés : toxicité pour l'homme réchauffement global toxicité aquatique acidification eutrophisation appauvrissement en ozone création d'ozone photochimique
Guideline 4 Interpret the cross-media conflicts	Ligne directrice 4 Interpréter les conflits intermédiaux
Cross-media Guideline Chapter 2	Lignes directrices intermédiaux Chapitre 2
Guideline 5 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 5 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 6 Gather and validate the cost data	Ligne directrice 6 Rassembler et valider les données sur les coûts
Guideline 7	Ligne directrice 7

Define the cost components: investment costs operating and maintenance costs revenues, benefits and avoided costs	Définir les composants des coûts : coûts d'investissement coûts d'exploitation et d'entretien revenus, bénéfices et coûts évités
Guideline 8 Process and present the cost information: exchange rates inflation establishing prices in the base year discount and interest rates calculating annual costs	Ligne directrice 8 Traiter et présenter les informations sur les coûts : taux de change inflation établissement des prix dans l'année de base taux d'actualisation et d'intérêt calcul des coûts annuels
Guideline 9 Attributing costs to environmental protection	Ligne directrice 9 Attribuer les coûts à la protection de l'environnement
Costing methodology Chapter 3	Méthodologie d'évaluation des coûts Chapitre 3

Figure 1.3 : Évaluation des alternatives

Il manque :

Cost effectiveness analysis

Analyse coûts/efficacité

Apportioning costs between pollutants

Répartir les coûts entre les polluants

Balance of costs and environmental benefits

Équilibre entre les coûts et les bénéfices environnementaux

Identify the costs of implementing the package of BAT options for the sector Chapter 3	Identifier les coûts de mise en œuvre de l'ensemble des options de MTD pour le secteur Chapitre 3
Can the costs be transferred to the customer and/or suppliers? Section 5.2 Industry Structure Section 5.3 Market Structure	Les coûts peuvent-ils être transférés vers le client et/ou les fournisseurs ? Section 5.2 Structure de l'industrie Section 5.3 Structure du marché
Can the costs be absorbed by the industry ? Section 5.4 Resilience	Les coûts peuvent-ils être absorbés par l'industrie ? Section 5.4 Résilience
Determine if the techniques are Economically Viable Section 5.5 Speed of implementation (If there is a need to determine a more reasonable implementation period)	Déterminer si les techniques sont économiquement viables Section 5.5 Vitesse de mise en œuvre (s'il est nécessaire de déterminer une période de mise en œuvre plus raisonnable)

Figure 1.4 : Viabilité économique **au niveau sectoriel**

2 lignes directrices intermiliaux

2.1 Introduction

Le fonctionnement d'un quelconque procédé IPPC par sa nature même va avoir des incidences sur l'environnement. Pour être en conformité avec les exigences de la directive, ces incidences sur l'environnement doivent être évitées, ou, lorsque cela s'avère impossible, elles doivent être réduites pour garantir qu'un niveau élevé de protection est apporté à l'environnement dans son ensemble. Lorsqu'il existe des techniques alternatives pouvant être mises en œuvre pour le procédé IPPC et qu'il faut choisir l'endroit où la pollution résultante va être **rejetée**, l'option la moins préjudiciable pour l'environnement doit être choisie. Il n'est pas toujours facile de déterminer quelle est l'option la moins préjudiciable pour l'environnement et des compromis peuvent devoir être trouvés pour parvenir à la décision concernant la technique représentant la meilleure option.

L'expression « **impacts croisés** » est utilisée dans le présent document pour décrire les incidences sur l'environnement des options envisagées. Choisir entre deux options alternatives peut nécessiter de faire un choix entre le rejet de différents polluants dans le même milieu environnemental (par exemple, des options de technologies différentes peuvent rejeter différents polluants atmosphériques différents). Dans d'autres cas, le choix peut être **entre** un rejet dans différents milieux (par exemple, par l'utilisation d'eau pour **laver** un **rejet** atmosphérique produisant ainsi des eaux usées ou par filtration d'un **rejet** d'eau produisant ainsi un déchet solide).

Lors de la détermination de la MTD, la majeure partie des conflits intermiliaux qui sont rencontrés est relativement simple à comprendre et il va être facile de parvenir à une décision. Dans d'autres cas, les compromis vont être plus complexes. L'objectif de la méthodologie intermiliaux exposée ci-dessous consiste à fournir une orientation sur la manière de choisir l'option qui est la meilleure pour l'environnement dans ces cas plus complexes. Lorsque la méthodologie est appliquée, elle doit aider à clarifier le processus de prise de décision et garantir que **toutes les** conclusions sont déterminées d'une manière cohérente et transparente.

La méthodologie se fonde sur le travail mené par le groupe de travail technique IPPC sur les aspects économiques et les **impacts croisés**, et rapporté dans le document « Cross-Media Methodology for BAT Purposes » [26, Breedveld, et coll., 2002]. La méthodologie décrite **ici** est une version tronquée d'**une Analyse de Cycle de Vie**, qui a été adapté de sorte que l'évaluation est restreinte aux limites du procédé IPPC. Il faut remarquer que les expressions utilisées dans le présent document ne se conforment pas entièrement à la terminologie utilisée dans les séries 14040 des normes ISO pour l'ACV.

Afin d'évaluer les **impacts croisés**, des techniques sont décrites permettant de dresser un inventaire des émissions provenant du procédé. Une fois que l'inventaire a été mis au point, les données peuvent être compilées pour établir les incidences sur l'environnement provenant des techniques alternatives considérées. Ces incidences sur l'environnement peuvent alors être comparées, pour déterminer l'option la moins préjudiciable pour l'environnement.

Les termes « **émissions** » et « **consommations** » sont utilisés tout au long de ce document, pour couvrir toutes les incidences sur l’environnement, et comprennent les émissions (les rejets tels que les émissions atmosphériques, les **rejets** d’eau, les déchets, etc.) et les ressources consommées par le procédé, telles que l’énergie, l’eau et les matières premières.

L’approche décrite peut également être utilisée pour déterminer les conditions d’autorisation pour une installation individuelle, toutefois les **méthodes** utilisées et le niveau de détail requis peuvent être significativement différents. La méthodologie intermilieux ne va pas traiter les incidences sur l’environnement local, mais certains outils de sélection, pour aider à identifier les polluants qui sont susceptibles d’entraîner les **principaux problèmes** dans la situation locale, sont exposés dans la Section 2.6.4. Dans de nombreux cas, il peut être nécessaire de réaliser une modélisation détaillée du devenir et des incidences des polluants individuels identifiés en utilisant cet outil de sélection.

La Figure 2.1 montre les étapes impliquées dans la méthodologie intermilieux.

Guideline 1 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 1 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 2 Inventory of emissions: pollutant releases raw material consumption energy consumption waste	Ligne directrice 2 Inventaire des émissions : rejets de polluants consommation de matières premières consommation d’énergie déchets
Guideline 3 Calculate the cross-media effects: human toxicity global warming aquatic toxicity acidification eutrophication ozone depletion photochemical ozone creation	Ligne directrice 3 Calculer les impacts croisés : toxicité pour l’homme réchauffement global toxicité aquatique acidification eutrophisation appauvrissement en ozone création d’ozone photochimique
Guideline 4 Interpret the cross-media conflicts	Ligne directrice 4 Interpréter les conflits intermilieux
Cross-media Guidelines Chapter 2	Lignes directrices intermilieux Chapitre 2

Figure 2.1: Organigramme pour les lignes directrices intermilieux

Remarque – Si, à un moment quelconque, il y a suffisamment d’informations pour parvenir à une conclusion, alors l’utilisateur doit s’arrêter et définir la justification de la décision

La méthodologie intermilieux consiste en quatre étapes :

- Ligne directrice 1 - Délimiter et identifier les options alternatives : l’étape initiale du procédé consiste à délimiter et identifier les options alternatives disponibles pouvant être mises en œuvre.

Les limites de l'évaluation doivent être définies à ce stade, **on s'attend normalement à ce que** l'évaluation soit restreinte à la limite du procédé IPPC.

Si, à ce stade, la justification est suffisante pour parvenir à une conclusion, l'utilisateur doit s'arrêter et définir la justification de la décision.

- Ligne directrice 2 - Inventaire des émissions : cette étape nécessite que l'utilisateur établisse un inventaire des émissions de chacune des options alternatives considérées.

Si, à ce stade, la justification est suffisante pour parvenir à une conclusion, l'utilisateur doit s'arrêter et définir la justification de la décision.

- Ligne directrice 3 - Calculer les **impacts croisés** : cette étape permet que l'utilisateur exprime les incidences potentielles sur l'environnement **attendues à cause** de chacun des polluants, **selon sept** thèmes environnementaux (par exemple, la toxicité pour l'homme, le réchauffement **global**, la toxicité aquatique, etc.). De cette manière, des polluants d'une large gamme peuvent être soit comparés directement, soit **agrégés** et exprimés sous forme d'une incidence totale.

Deux approches sont décrites permettant que les émissions de masse d'un polluant individuel soient exprimées sous forme d'une incidence équivalente (par exemple, le potentiel de réchauffement **global** d'une large gamme de gaz à **effet** de serre peut être exprimé sous forme de kg d'équivalents de CO₂). Celles-ci permettent que des polluants individuels soient ajoutés et exprimés sous forme d'une incidence potentielle totale dans chacun des sept thèmes environnementaux. L'utilisateur peut ensuite comparer les alternatives pour estimer l'option qui présente l'incidence potentielle la plus faible dans chaque thème.

Si, à ce stade, la justification est suffisante pour parvenir à une conclusion, l'utilisateur doit s'arrêter et définir la justification de la décision.

- Ligne directrice 4 - Interpréter les **impacts croisés** : cette étape finale des lignes directrices intermilieux expose la manière dont l'utilisateur peut interpréter l'option alternative qui présente le niveau le plus élevé de protection de l'environnement. Diverses approches pour comparer le résultat de l'évaluation intermilieux sont exposées.

Le degré d'incertitude dans les données basiques collectées pour les lignes directrices 1 et 2 est relativement faible par rapport à l'incertitude après une manipulation subséquente lorsque les lignes directrices 3 et 4 sont appliquées.

Lors du développement d'une proposition IPPC, il peut y avoir une exigence parallèle de mener une évaluation de l'impact sur l'environnement dans le but de se conformer aux exigences de la directive 85/337/CE sur l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (directive EIE) [19, Commission Européenne, 1985]. Certaines des procédures stipulées dans la méthodologie **pour les impacts croisés** décrite dans le présent document nécessitent que des informations basiques semblables soient rassemblées pour répondre aux exigences de la directive EIE. Une partie de ces informations basiques peuvent ainsi soutenir deux objectifs (les informations qui doivent être fournies à l'Annexe III de la directive EIE figurent dans l'Annexe 9 du présent document).

2.2 Techniques de simplification

La méthodologie intermilieux doit être suffisante pour parvenir à une décision dans la majorité des cas. Toutefois, il est impossible d'être normatif lorsque l'on **cherche** la solution à ce qui peut être un jugement très complexe. Pour s'assurer que cette méthodologie est aussi pratique et utilisable que possible, il a été nécessaire de simplifier certaines des étapes à suivre lors de son application. Les utilisateurs doivent être au courant de ces simplifications et se rendre compte que, dans certaines circonstances, il sera également nécessaire d'envisager des **considérations** plus importantes que **celles** incluses **ici**. En raison de ces limitations, les utilisateurs vont devoir accepter qu'occasionnellement plus de poids soit donné au jugement d'un expert dans le processus d'évaluation. Toutefois, **que l'on applique** la totalité de la méthodologie, **des parties** de celle-ci, **ou qu'on utilise** un jugement d'experts, la décision finale doit toujours être justifiée pour conserver la transparence du processus de prise de décision.

Les techniques de simplification de la méthodologie intermilieux sont :

Techniques de simplification

- **Définir les limites du système** – Les limites définies pour l'évaluation doivent être restreintes aux limites définies pour une installation dans la directive IPPC. Une installation est définie dans la directive comme étant :

« une unité technique fixe dans laquelle interviennent une ou plusieurs des activités figurant à l'Annexe I ainsi que toute autre activité s'y rapportant directement qui est liée techniquement aux activités exercées sur le site et qui est susceptible d'avoir des incidences sur les émissions et la pollution ; »

Cette méthodologie n'est pas prévue pour s'étendre au-delà de la limite de l'installation, mais dans certaines **cas**, des procédés en amont et en aval peuvent avoir une incidence significative sur la performance environnementale de la proposition. Dans ce cas, il peut être approprié de prolonger l'évaluation, mais ceci n'est susceptible de se produire que dans des circonstances exceptionnelles. Si l'évaluation est prolongée, la décision devra en être justifiée dans chaque cas individuel. L'énergie et les déchets, par exemple, peuvent être traités au sein de l'installation, mais seulement de manière générique. Pour un cas spécifique, on peut décider d'évaluer de manière plus détaillée les impacts de la consommation d'énergie et/ou du traitement des déchets ou de leur élimination.

- **Accepter les conclusions évidentes** – Si, à un quelconque moment de l'application de la méthodologie, la décision apparaît évidente, alors le **processus** peut être interrompu à ce moment-là, sans devoir poursuivre plus loin. L'utilisateur aura alors à définir la justification de la décision prise à ce stade.
- **Exclure les facteurs communs de l'évaluation intermilieux** – Lors de la détermination et de l'identification des options, il peut s'avérer opportun d'exclure les facteurs communs (par exemple, on peut exclure l'utilisation d'énergie, certaines émissions ou la consommation de matières premières si les alternatives sont identiques à cet égard). Il est important de se rappeler qu'un quelconque problème exclu de l'évaluation intermilieux peut se révéler important plus tard dans le processus d'évaluation (par exemple, lors de l'application de la méthodologie d'évaluation des coûts) et donc, pour plus de transparence, tous les facteurs communs exclus doivent être clairement énoncés lors de la détermination et de l'identification des options.
- **Exclure les incidences non significatives** – **Bien qu'il s'agisse** d'un jugement de valeur et bien qu'une exclusion doive être entreprise avec **prudence**, les incidences n'étant pas significatives sur

le **résultat** peuvent être exclues. Toutefois, les problèmes exclus du fait qu'ils sont considérés comme étant insignifiants devront toujours être déclarés et justifiés pour conserver la transparence lors de la présentation des résultats.

- **Sources standard de données** – Une fois les données d'inventaire connues, on peut utiliser des facteurs d'équivalence pour quantifier les **impacts croisés**. Les données d'inventaire communes sont présentées dans les annexes du présent document et peuvent être utilisées pour calculer les incidences sur l'environnement des options alternatives (par exemple, voir l'Annexe 2 – Potentiels de réchauffement **global**). Ces bases de données proviennent de sources établies et on les estime suffisamment précises pour comparer les incidences sur l'environnement des techniques alternatives considérées.
- **Calculer les incidences** – Les calculs doivent être effectués de manière aussi transparente que possible afin de renseigner au mieux le jugement des experts lors de la comparaison des alternatives.

2.3 Ligne directrice 1 – Délimiter et identifier les options alternatives

La première étape de la méthodologie intermilieu est la définition des propositions alternatives devant être prises en compte. Il est important que les alternatives soient décrites de manière suffisamment détaillée pour éviter une quelconque ambiguïté ou incompréhension, que ce soit dans la portée de la technique ou les limites de l'évaluation. Normalement, les limites sélectionnées seront celles d'une installation classique (voir la définition de la directive à la page 10), mais si les incidences en dehors de la limite d'une installation classique sont incluses, ceci doit être clairement déclaré avec une explication.

Dans certains cas, l'utilisation de la méthodologie intermilieu a pour but d'apprécier différentes techniques ou combinaisons de techniques qui traitent du contrôle d'un polluant spécifique, par exemple « les oxydes d'azote », « les émissions de particules » ou « la demande biologique en oxygène ». Dans d'autres cas où des choix existent dans la technologie de base ou le **procédé de production**, il peut s'avérer plus approprié d'inclure la totalité de l'installation dans la **périmètre d'étude**, y compris les techniques de pollution installées, de sorte que les bénéfices globaux pour l'environnement de chaque option peuvent être comparés.

En gardant à l'esprit les considérations figurant à l'Annexe IV de la directive, la priorité doit revenir à la sélection de techniques qui évitent ou réduisent les émissions ou à des technologies plus propres, étant donné que celles-ci auront tendance à entraîner le plus faible impact sur l'environnement. Les mesures alternatives pouvant être évaluées comprennent :

1. **la conception du procédé**, par exemple une technologie plus propre ; des changements ou des remplacements des procédés, ou des usines, ou de l'équipement ; des voies de synthèse alternatives ; etc.
2. **la sélection de matières premières**, par exemple, des combustibles plus propres, des matières premières moins contaminées, etc.
3. **la maîtrise du procédé**, par exemple l'optimisation du procédé, etc.

4. **des mesures du type de l'entretien**, par exemple des **procédures** de nettoyage, une **maintenance** amélioré, etc.
5. **des mesures non techniques**, par exemple des changements d'organisation, la formation du personnel, l'introduction de systèmes de **management** de l'environnement, etc.
6. **une technique de traitement des rejets**, par exemple, des incinérateurs, des usines de traitement des eaux usées, une adsorption, des lits filtrants, une technologie membranaire, des murs antibruit, etc.

Lorsque l'on détermine la portée de l'évaluation et que l'on identifie les options alternatives, la taille ou la capacité de l'**option** proposée devra être fixée pour s'assurer que les alternatives sont comparées sur un pied d'égalité. Idéalement, on va se fonder sur des alternatives qui correspondent à la même capacité en terme de produit fini (par exemple, « On a évalué les options alternatives pour un laminoir à chaud ayant une capacité de 25 tonnes d'acier par heure »). Il y aura, bien évidemment, des cas où les alternatives ne peuvent être fixées à la même taille, par exemple si la technologie est achetée « dans le commerce » et, en conséquence, déterminée par la taille de l'unité **fournie** par les fournisseurs d'équipements. Si c'est le cas, alors toute différence entre les alternatives doit être clairement déclarée pour éviter de fausser les résultats.

Les techniques de simplification décrites plus tôt doivent également être appliquées à ce stade et, afin de garantir la transparence, toute exclusion de facteurs communs ou d'incidences insignifiantes doit être déclarée. Il faut garder présent à l'esprit que, toutefois, ces problèmes peuvent être encore importants lors de l'évaluation de l'impact total de la technique sur l'environnement, ou lors de l'application de la méthodologie d'évaluation des coûts.

Il est possible qu'à ce niveau, les conflits intermilieux et les différentes incidences sur l'environnement soient suffisamment évidents pour permettre de prendre une décision. À ce moment, l'utilisateur doit alors se demander s'il est utile de poursuivre davantage avec la méthodologie intermilieux, ou si la justification est suffisante pour soutenir une conclusion à ce moment. Si une conclusion peut être obtenue, alors les raisons de cette conclusion devront toujours être justifiées et rapportées, pour garantir que le processus de prise de décision reste transparent. Toutefois, si un doute subsiste quant à l'alternative fournissant le plus grand niveau de protection de l'environnement, alors l'utilisateur devra passer à l'étape suivante, à savoir la ligne directrice 2.

2.4 Ligne directrice 2 – Inventaire des consommations et des émissions

Les rejets significatifs dans l'environnement et les ressources consommées par chacune des techniques alternatives considérées doivent être énumérés et quantifiés. Cette liste doit comprendre les polluants rejetés, les matières premières consommées (y compris l'eau), l'énergie utilisée et les déchets produits.

Certaines sources utiles d'informations pouvant fournir des données sur les rejets et les ressources consommées comprennent :

- des informations de surveillance provenant des installations existantes de type ou de configuration semblable
- des rapports de recherche
- des données provenant d'études d'usines pilotes

- des données calculées, telles que l'information sur le bilan massique, des calculs stoechiométriques, des **efficacités** théoriques ou des données de laboratoire mises à l'échelle
- des informations provenant du procédé d'échange d'informations (Article 16 de la directive)
- des informations provenant des vendeurs ou des fabricants d'équipements.

Les données doivent être aussi complètes que possible, de sorte que toutes les émissions, les entrées de matières premières, l'énergie utilisée et les déchets produits soient pris en compte. Tant **les sources ponctuelles** que les émissions fugitives doivent être évaluées. Pour plus de transparence, il faut également détailler la manière dont les données ont été **obtenues** ou calculées. L'enregistrement de la source de données est également important, de manière à pouvoir la valider et la vérifier lorsque cela s'avère nécessaire.

Dans l'idéal, la masse des émissions rejetées et la masse des ressources consommées doivent être utilisées (par exemple, kg émis/année ou kg émis/kg de produits). Des informations peuvent également être obtenues sous forme d'un taux de rejet (par exemple, rapporté en mg/m³ ou mg/l), ce qui peut être particulièrement important pour les techniques en discontinu ou les techniques suivant un cycle dans lequel des concentrations peuvent être particulièrement élevées à certains stades du procédé.

2.4.1 Qualité des données

La qualité des données est un problème critique de la présente évaluation, l'utilisateur doit donc mettre en doute et évaluer la qualité des données disponibles, et comparer des données provenant de différentes sources si nécessaire. Dans de nombreux cas, on trouvera des mesures quantitatives disponibles concernant l'incertitude pouvant être attribuée aux données, par exemple sur la base de la précision des techniques d'analyse qui ont été utilisées (par exemple, les résultats de surveillance des émissions peuvent être rapportés sous forme de 100 mg/m³ ± 25 %). Lorsque ces informations sont disponibles, il faut les enregistrer de manière à pouvoir les utiliser pour déterminer les plages supérieure et inférieure **pour** l'analyse de sensibilité, qui pourra s'avérer utile plus tard dans l'évaluation.

Lorsque les mesures quantitatives ne sont pas disponibles, un système de notation de la qualité des données peut être utilisé pour donner une indication qualitative de la fiabilité des données. La note donne une idée globale de la fiabilité des données et peut également aider à indiquer dans quelle mesure l'analyse de la sensibilité devra être approfondie.

Le système de notation de la qualité des données décrit ci-dessous peut indiquer simplement la qualité des données et si elles sont valables pour être utilisées dans une évaluation. Ce système a été à l'origine mis au point pour le guide d'inventaire des émissions EMEP/CORINAIR [5, EMEP CORINAIR, 1998].

Système de notation de la qualité des données

A. Une estimation basée sur une grande quantité d'informations très représentatives de la situation et pour laquelle **toutes** les **hypothèses** du contexte sont connues.

- B. Une estimation basée sur une quantité significative d'informations représentatives de la majeure partie des situations et pour laquelle la majeure partie des hypothèses du contexte est connue.
- C. Une estimation basée sur une quantité limitée d'informations représentatives de certaines situations et pour laquelle [la connaissance d]es hypothèses du contexte est limitée.
- D. Une estimation basée sur un calcul d'ingénierie provenant d'une quantité très limitée d'informations représentatives d'une ou deux situations uniquement et pour laquelle peu des hypothèses du contexte sont connues.
- E. Une estimation basée sur un jugement d'ingénierie obtenu uniquement à partir d'hypothèses.

Il est important que les données de qualité « inférieure » ne soient pas supprimées ni exclues de l'évaluation en ne demandant que les données de qualité « A » ou « B ». Autrement, si des données moins fiables sont exclues, l'application de la méthodologie peut représenter un obstacle à l'innovation plutôt qu'un outil destiné à améliorer la performance environnementale, étant donné que les techniques innovantes, par leur nature même, ne disposeront pas d'autant de données disponibles que les techniques établies. Si seules des données de qualité inférieure sont disponibles, alors les conclusions doivent être tirées avec précaution. Toutefois, des conclusions peuvent toujours être tirées et peuvent former la base d'une discussion supplémentaire ou pour identifier l'endroit où des données plus fiables doivent être obtenues.

2.4.2 Énergie (électricité et chaleur)

L'énergie représente un besoin continu pour la majeure partie des processus industriels. Une partie de cette énergie peut provenir de « sources d'énergie primaire » telles que le charbon, le pétrole et le gaz, tandis qu'une autre partie peut provenir de « sources d'énergie secondaire » qui ont été générées en dehors des limites IPPC du procédé, puis fournies sous forme d'électricité et de chaleur. Les sources d'énergie primaire sont déjà prises en compte dans l'évaluation intermédiaire sous la forme des matières premières utilisées et des émissions provenant du procédé, et ne sont donc pas prises en compte plus en détail ici. Cette partie souligne une méthode de prise en considération de l'impact sur l'environnement des sources d'énergie secondaire utilisées dans le procédé.

2.4.2.1 Efficacité énergétique

Avant d'envisager la manière dont l'impact sur l'environnement des « sources d'énergie secondaire » peut être évalué, il faut mentionner les exigences de la directive pour réduire la production de déchets et pour que l'énergie soit utilisée efficacement. L'Article 3 de la directive déclare que :

Article 3

Principes généraux des obligations fondamentales de l'exploitant

Les États membres prennent les dispositions nécessaires pour que les autorités compétentes s'assurent que les installations seront exploitées de manière à ce que :

(a) toutes les mesures de prévention appropriées soient prises contre la pollution, notamment en ayant recours aux meilleures techniques disponibles ;

(b) aucune pollution importante ne soit causée ;

(c) conformément à la directive 75/442/CEE du Conseil, du 15 juillet 1975, relative aux déchets (11), la production de déchets soit évitée ; à défaut, ceux-ci sont valorisés ou, lorsque cela est impossible techniquement et économiquement, ils sont éliminés en évitant ou en réduisant leur impact sur l'environnement ;

(d) l'énergie soit utilisée de manière efficace ;

(e) les mesures nécessaires soient prises afin de prévenir les accidents et de limiter leurs conséquences ;

(f) les mesures nécessaires soient prises lors de la cessation définitive des activités afin d'éviter tout risque de pollution et afin de remettre le site de l'exploitation dans un État satisfaisant.

Pour se conformer au présent Article, il suffit que les États membres s'assurent que les autorités compétentes tiennent compte des principes généraux définis au présent Article, lorsqu'elles établissent les conditions d'autorisation.

Cette obligation repose sur l'exploitant. Tout **les efforts doivent** ainsi être entrepris pour s'assurer que l'énergie utilisée au sein de l'usine est utilisée efficacement. La méthodologie définie ci-dessous n'affecte ni ne contredit cette exigence d'utiliser l'énergie de manière efficace, mais plutôt, établit les incidences sur l'environnement de cette énergie de sorte que les alternatives peuvent être comparées.

2.4.2.2 Électricité et chaleur utilisées dans le procédé

L'électricité et la chaleur peuvent représenter une partie significative de l'impact total sur l'environnement du procédé IPPC. Dans de nombreux cas, la source d'électricité ou de chaleur utilisée va être la même quelle que soit la technique alternative choisie. Dans ce cas, il suffira de comparer les exigences en électricité et chaleur des alternatives considérées directement, de préférence, exprimées toutes les deux en GJ et aucune analyse supplémentaire ne sera nécessaire.

2.4.2.3 Le mélange européen d'électricité et de chaleur

Dans d'autres cas, il peut être nécessaire d'arriver à des compromis entre les impacts sur l'environnement des sources d'énergie secondaire utilisées dans le procédé et d'autres polluants pouvant être rejetés. L'impact sur l'environnement à partir de cette énergie, que ce soit sous forme d'électricité ou de chaleur, va dépendre de la technologie de la centrale et de la source de combustible utilisée pour la générer. Par exemple, lorsque l'on évalue une **technique de traitement des rejets** qui est alimentée à l'électricité,

l'impact sur l'environnement de l'électricité supplémentaire utilisée doit être **évalué en regard du** polluant **dont le rejet** est réduit. Si **la technique de traitement des rejets** a une demande significative en électricité et que le polluant réduit est relativement bénin, alors, en fonction des conséquences de la génération d'électricité sur l'environnement, **traiter le rejet** du polluant peut fournir une protection globale de l'environnement inférieure dans son ensemble. Toutefois, peu de cas sont connus dans lesquels l'impact de l'utilisation d'électricité l'emporte sur les bénéfices de la réduction du polluant en question.

Le « mélange européen d'électricité et de chaleur » est une approche simplifiée pour **obtenir** des facteurs d'émission à prendre en compte pour les incidences sur l'environnement de l'électricité et de la chaleur utilisées. Des facteurs de multiplication ont été **obtenus** pour des émissions de SO₂, CO₂ et NO₂, et pour les consommations de pétrole, de gaz et de charbon par GJ d'électricité et de chaleur consommées. Ces facteurs de multiplication ont été dérivés de sources d'énergie moyennées dans toute l'Europe (voir l'Annexe 8).

Par exemple, un procédé qui utilise 10 GJ d'électricité par an aura l'impact suivant calculé à partir des facteurs de multiplication présentés dans l'Annexe 8 :

Ressources utilisées		Émissions	
Pétrole (kg)	90,1		
Gaz (m ³)	69,2		
Charbon (kg)	157		
Houille brune (kg)	346,4		
		SO ₂ (kg)	1
		CO ₂ (kg)	1167,1
		NO ₂ (kg)	1,6

Tableau 2.1 : Ressources utilisées et émissions engendrées par un procédé utilisant 10 GJ d'électricité par an

Les facteurs de multiplication présentés dans l'Annexe 8 sont, bien évidemment, des généralisations, et dans les cas où l'impact sur l'environnement de l'électricité et de la chaleur utilisées est critique pour la décision, il peut s'avérer approprié de mener une analyse de sensibilité ou de **d'obtenir** des données plus spécifiques pour le calcul. Le mélange européen d'énergie n'est pas tellement approprié à une utilisation autre qu'à un niveau européen.

Les utilisateurs doivent être prudents lorsqu'ils tentent **d'obtenir** des informations plus spécifiques étant donné que ceci peut nécessiter de rassembler des quantités importantes de données sur la source d'électricité ou de chaleur et la technologie et le combustible utilisés pour la générer. L'électricité et la

chaleur utilisées varient entre les États membres individuels et également entre les sites individuels. Elles peuvent également changer étant donné que les prix de diverses sources d'énergie fluctuent. Si l'énergie utilisée a la forme d'électricité provenant d'un **réseau de distribution maillé**, alors il y a plus de complications, étant donné que les sources d'énergie varient généralement en fonction du moment de la journée. Recueillir plus d'informations détaillées n'est **vraisemblablement** nécessaire que dans les cas où l'électricité et la chaleur utilisées par le procédé sont critiques pour prendre la décision.

Des amendements proposés aux directives 96/92/CE et 98/30/CE concernant les règles communes pour le marché interne de l'électricité et du gaz naturel peuvent exiger que les fournisseurs rendent disponibles à leurs clients les informations concernant les impacts sur l'environnement de leurs activités et ceci peut, en conséquence, fournir des informations utiles pour évaluer les impacts sur l'environnement de l'énergie utilisée dans le procédé industriel.

Que l'on utilise les facteurs de multiplication à partir du mélange européen de l'électricité et de la chaleur, ou bien des informations plus spécifiques, il est essentiel que la source des données utilisées et la manière dont les données sont manipulées restent transparentes. Il faut veiller à s'assurer que **toute hypothèse** concernant l'électricité et la chaleur utilisées par le procédé **soit claire**. Tout **biais éventuel** entraîné par ces **hypothèses** doit être clairement compris, à la fois par les utilisateurs et les **décideurs**.

2.4.3 Déchets

Les procédés industriels génèrent des déchets solides et liquides qui peuvent être traités ou éliminés sur le site, ou bien **enlevés** de l'usine pour un traitement ou une élimination en un autre lieu. La directive cherche à éviter la production de déchets quel que soit l'endroit en encourageant la sélection de techniques qui utilisent une technologie produisant peu de déchets et des techniques qui permettent la valorisation et le recyclage de tout déchet produit. Lorsqu'il est techniquement ou économiquement impossible d'éviter la production de déchets, alors il faut les éliminer d'une manière qui évite ou réduit **tout** impact sur l'environnement.

Lorsque l'on compare les techniques alternatives qui génèrent des déchets, une analyse de la quantité, de la composition et des incidences environnementales vraisemblables des déchets produits peut s'avérer utile. En tant qu'approche pragmatique pour évaluer l'alternative qui propose le niveau le plus élevé de protection de l'environnement dans son ensemble, la méthodologie simple décrite ci-dessous doit normalement suffire.

Méthodologie simple. Lorsque l'on prend l'inventaire, les déchets générés par chaque technique alternative considérée peuvent être divisés en trois catégories, à savoir :

1) les déchets inertes

2) les déchets non dangereux

3) les déchets dangereux.

Ces catégories doivent être exprimées en kg de déchets produits.

Pour ces trois catégories de déchets, les définitions données à l'Article 2 de la directive 1999/31/CE [39, Commission européenne, 1999] sur les enfouissements des déchets doivent être utilisées (voir plus bas).

Article 2 de la directive 1999/31/CE [39, Commission européenne, 1999]

Définition

Aux fins de la présente directive, on entend par :

(a) « déchet », toute substance ou tout objet qui entre dans le champ d'application de la directive 75/442/CE ;

(b) « déchets municipaux », les déchets ménagers ainsi que les autres déchets qui, de par leur nature ou leur composition, sont similaires aux déchets ménagers ;

(c) « **déchets dangereux** » : tout déchet couvert par l'Article 1(4), de la directive 91/689/CEE du Conseil du 12 décembre 1991 relative aux déchets dangereux¹ ;

(d) « **déchets non dangereux** », tout déchet qui n'est pas couvert par le paragraphe (c) ;

(e) **déchets inertes**, les déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Les déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables ni détériorent d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine. La production totale de lixiviats et la teneur des déchets en polluants ainsi que l'écotoxicité des lixiviats doivent être négligeables et, en particulier, ne doivent pas porter atteinte à la qualité des eaux de surface et/ou des eaux souterraines ;

Lorsque le problème des déchets semble extrêmement pertinent pour l'évaluation, il peut s'avérer nécessaire d'établir une image plus détaillée des déchets produits. Il faut se souvenir qu'une évaluation détaillée sera difficile à moins que des informations complètes soient disponibles concernant les déchets produits, et leur devenir et incidences sur l'environnement. Dans de nombreux cas, il suffira d'appliquer la méthodologie simple décrite **ici**. Cette approche simple, toutefois, ne fait pas la différence entre un déchet qui est partiellement ou totalement recyclé et un déchet qui est éliminé.

2.5 Ligne directrice 3 – Calculer les effets intermilieux

Afin d'évaluer les incidences sur l'environnement pour chacune des techniques alternatives prises en considération, les méthodologies définies ci-dessous permettent que les différents polluants identifiés dans l'inventaire soient rassemblés dans sept thèmes environnementaux. Ces thèmes se fondent sur les incidences sur l'environnement que les polluants sont le plus susceptibles d'avoir. **Agréger** les polluants dans des thèmes permet que différents polluants soient comparés les uns aux autres. Pour chaque thème,

¹ JO L 377, 31.12.1991, p. 20. Directive récemment amendée par la directive 94/31/CE (OJ L 168, 2.7.1994, p. 28)

l'incidence peut se faire uniquement ou principalement dans un milieu, mais il peut y avoir des incidences dans plus d'un milieu, notamment l'air ou l'eau. Il faut veiller à prendre en compte toutes les incidences dans chaque cas soumis à une quelconque simplification. Les thèmes sont :

- la toxicité pour l'homme
- le réchauffement **global**
- la toxicité aquatique
- l'acidification
- l'eutrophisation
- **la destruction de la couche d'ozone**
- le potentiel de création d'ozone photochimique

Ces thèmes **ont été** soigneusement sélectionnés pour couvrir de manière complète les incidences sur l'environnement les plus **importants** tout en garantissant également que l'évaluation reste **praticable** et judicieuse. Bien que la couverture soit complète, il n'a pas été possible de définir une méthodologie qui recouvre tout impact possible, notamment l'utilisation de substances moins dangereuses et le risque d'accident. En conséquence, à tout moment l'utilisateur doit être conscient qu'il existe des incidences sur l'environnement qui ne sont pas prises en compte ici et doit s'assurer qu'elles sont toujours envisagées dans l'évaluation finale.

Lors de l'élaboration de ce document, on avait pris en compte un thème environnemental supplémentaire (l'appauvrissement abiotique). Ceci aurait donné une mesure des ressources utilisées par le procédé et aurait permis une prise en considération de l'appauvrissement potentiel des ressources **global**. Bien que l'appauvrissement abiotique reste un problème important, il y a eu des inquiétudes significatives concernant la fiabilité des facteurs qui avaient été **obtenus** pour le décrire. Il y a également eu la sensation que ce thème ne faisait pas le poids contre les autres thèmes tels que la toxicité pour l'homme ou le potentiel de création d'ozone photochimique. Il en a résulté que l'on a décidé de ne pas retenir l'appauvrissement abiotique dans cette méthodologie.

Afin de calculer les effets intermilieux, on a utilisé deux approches différentes pour les différents effets.

Lors de l'évaluation des effets du réchauffement **global**, de l'acidification, de l'eutrophisation, de **la destruction de la couche d'ozone** et du potentiel de création d'ozone photochimique, des polluants individuels peuvent être convertis en substance de référence équivalente en utilisant des facteurs de multiplication. Par exemple, une large gamme de gaz à effet de serre peut être exprimée sous forme d'équivalents de dioxyde de carbone afin de décrire leur « potentiel de réchauffement **global** » (PRG). Exprimer les polluants individuels en termes d'une substance de référence leur permet d'être comparés directement et permet également qu'un **ensemble** de polluants soient **ajoutés les uns aux autres** pour évaluer la signification de l'incidence totale du rejet **de l'ensemble**. L'émission de masse de chaque gaz à effet de serre libéré à partir des options alternatives peut ensuite être multipliée par le PRG pour ce gaz à effet de serre et exprimée sous la forme de l'incidence équivalente d'une masse de dioxyde de carbone. Les gaz à effet de serre individuels peuvent ainsi être comparés pour constater lequel présente la plus grande incidence, et peuvent également être ajoutés pour **obtenir** un équivalent de dioxyde de carbone total pour l'option (en kg de dioxyde de carbone) à l'aide de l'équation ci-dessous :

Potentiel de réchauffement **global** = Σ PRG (**global**) (polluant) \times masse (polluant)

En ce qui concerne tant les thèmes de la toxicité humaine que de la toxicité aquatique, la masse d'un polluant individuel émis peut être divisée par le seuil de toxicité de ce polluant pour donner un volume d'air ou d'eau qui serait nécessaire pour diluer l'émission jusqu'à atteindre des niveaux inoffensifs lors du rejet. Les volumes d'air ou d'eau peuvent ensuite être ajoutés pour obtenir un volume théorique total d'air ou d'eau qui est pollué à son seuil, permettant ainsi que les propositions alternatives soient comparées.

Toxicité = Σ (masse du polluant rejeté/seuil de toxicité du polluant)

Les facteurs de multiplication et les seuils de toxicité utilisés dans les deux approches ci-dessus sont établis à l'aide de méthodologies qui ont été mises au point dans des forums internationaux reconnus. Lorsqu'il n'y a pas de forums établis, les facteurs de multiplication proviennent de pratiques courantes utilisées dans les États membres. L'approche présentée ci-dessous pour évaluer un potentiel de toxicité humaine total diffère de la méthode générale présentée ci-dessus et utilise un facteur de toxicité sans dimension obtenu en tant qu'équivalent du plomb dans le but de parvenir à un total théorique.

La méthodologie intermilieux décrite ici peut être utilisée pour évaluer les options alternatives qui sont considérées en tant que MTD potentielles. La méthodologie permet que l'incidence sur l'environnement de chacune des alternatives soit comparée dans les sept thèmes environnementaux.

Dans une situation locale, des évaluations supplémentaires risquent d'être nécessaires et il faudra également s'assurer que les émissions provenant de la proposition ne compromettent pas les normes de qualité environnementale pour garantir une conformité avec l'Article 10 de la Directive. Lors de telles prises de décisions locales, des informations plus détaillées concernant les émissions et l'environnement locaux seront généralement disponibles et en conséquence une évaluation plus détaillée peut être réalisée. Ceci va de manière classique comprendre la modélisation de la dilution ou de la dispersion de polluants individuels et une évaluation de leur impact sur l'environnement local. En outre, il peut également y avoir des problèmes tels que du bruit, des odeurs et des vibrations qui doivent également être évalués au niveau d'une installation individuelle, mais ceux-ci ne peuvent pas être facilement évalués avec méthodologie décrite ici.

Les limitations de l'application de la méthodologie intermilieux au niveau d'une installation sont exposées dans le présent document et un outil de sélection pouvant être utilisé pour donner la priorité aux polluants les plus préoccupants est décrit dans la Section 2.6.4. Cet outil de sélection peut être utilisé pour identifier les polluants les plus préoccupants, de sorte que ceux-ci puissent être évalués plus en détail le cas échéant. Les méthodologies qui sont utilisées pour déterminer les conditions d'autorisation dans des États Membres individuels figurent à l'Annexe 13.

2.5.1 Toxicité pour l'homme

L'élimination ou la réduction de l'éventualité d'effets toxiques pour l'homme est hautement prioritaire pour tout procédé IPPC proposé. Lors de l'exploitation d'un procédé industriel, les effets toxiques potentiels vont dépendre des produits chimiques émis, de la masse de produits chimiques rejetés et de la

toxicité pour l'homme de ces produits chimiques. La méthodologie définie ci-dessous utilise la masse de chaque polluant émis et un facteur de toxicité pour ce polluant afin de calculer un total **théorique** pour comparer les options. Cette approche permet également à l'utilisateur d'identifier les polluants ayant l'incidence la plus significative sur l'environnement et, en conséquence, pouvant représenter une priorité pour la réduction **des émissions**.

2.5.1.1 Évaluation du potentiel de toxicité pour l'homme d'une proposition

Un **corpus** de lois important existe déjà qui définit des seuils concernant les polluants de l'air ambiant, ainsi qu'une législation pour la protection de la santé et la sécurité des travailleurs contre les risques d'exposition à des produits chimiques sur leur lieu de travail. Les limites définies dans cette **réglementation** forment une bonne base pour évaluer le potentiel de toxicité pour l'homme des propositions alternatives considérées. À proprement parler, il n'existe pas de manière scientifique **faisant consensus** pour ajouter différents effets toxiques, certains ayant **des effets** à différentes échelles de temps et différents impacts sur la santé. Toutefois, l'approche présentée dans le présent document procure au moins une structure commune pour réaliser un certain type de comparaison entre des scénarios alternatifs. Elle suppose une toxicité directe pour l'homme par inhalation, simplifiant les véritables voies d'exposition pour l'homme.

potentiel de toxicité pour l'homme (kg d'équivalents de plomb) = Σ (masse du polluant rejeté dans l'air (kg)) / (facteur de toxicité du polluant)

Où :

le potentiel de toxicité pour l'homme est un nombre indicatif (en kg d'équivalents de plomb) à des fins de comparaison des options, plus le nombre est élevé, plus le potentiel de toxicité est élevé.

masse du polluant rejeté en kg.

le facteur de toxicité du polluant est un nombre sans dimension (voir l'Annexe 1)

2.5.1.2 Problèmes à envisager

La présente méthodologie propose une base pour que l'utilisateur compare des techniques alternatives qui émettent différents polluants, même lorsque les polluants ont des effets toxiques **à large spectre**. Elle permet également à l'utilisateur d'identifier les polluants étant les plus préoccupants en ce qui concerne leur potentiel de toxicité pour l'homme. La toxicité représente un problème complexe et il faut être prudent lors de la réalisation de l'évaluation et lors de **l'interprétation** des résultats. Les facteurs de toxicité figurant en Annexe 1 ont **proviennent** de données **de Niveaux d'Exposition Professionnelle** nationales et ainsi prévues à l'origine pour **d'autres** objectifs.

La présente méthodologie est conçue uniquement pour comparer des alternatives et n'est pas adaptée à l'évaluation des incidences réelles des émissions sur l'environnement local à partir d'une installation individuelle. Les propriétés physiques des polluants et leur devenir et leurs incidences ne sont pas pris en

compte dans ce calcul simplifié. Le calcul donne un nombre qui ne peut être utilisé que pour comparer les options alternatives.

Les utilisateurs doivent comprendre les limites de cette approche simplifiée. Elle représente un indicateur utile pour comparer des options et pour identifier les polluants qui sont susceptibles d'entraîner les plus grandes inquiétudes, mais il ne faut pas s'attendre à ce qu'elle aille au-delà. Des travaux supplémentaires risqueraient d'être nécessaires pour déterminer les incidences réelles sur l'environnement du rejet de chaque polluant dans des cas individuels. Si les polluants rejetés n'ont pas de seuil de toxicité figurant en Annexe 1, ces polluants doivent être identifiés séparément et leurs incidences vraisemblables exposées dans le rapport final.

2.5.2 Réchauffement global

La quantité croissante de ce que l'on appelle communément les gaz à effet de serre dans l'atmosphère a pour effet de piéger davantage d'énergie solaire dans l'atmosphère. Le nom couramment donné à cet effet est « réchauffement global » ou « effet de serre ». Les prédictions des effets du réchauffement global comprennent des températures croissantes et des changements du climat de la Terre, qui peuvent par la suite avoir des conséquences sur les schémas spatio-temporels des précipitations, la disponibilité en eau douce, les changements des pratiques agricoles, la montée des niveaux des mers, etc. Pour ralentir l'effet du réchauffement global, les rejets de gaz polluants doivent être réduits. L'option préférée lorsque l'on décide de l'alternative à mettre en avant pour un procédé IPPC doit, en conséquence, être choisie après avoir pris en compte la quantité de gaz à effet de serre rejetée par chacune des techniques alternatives. La méthodologie définie ci-dessous permet une comparaison des effets de réchauffement global des alternatives considérées.

Pour une explication plus détaillée et un exposé du contexte scientifique et des effets vraisemblables du réchauffement global, les lecteurs sont invités à se rapporter au « Troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat » (GIEC) [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001].

2.5.2.1 Évaluation du potentiel de réchauffement global d'une proposition

Les gaz polluants (c'est-à-dire les gaz à effet de serre) qui provoquent un réchauffement global ont fait l'objet d'un bon nombre d'études réalisées par des scientifiques du monde entier. L'IPCC coordonne ces travaux et a établi des « potentiels de réchauffement global » (PRG [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001] pour une large gamme de gaz à effet de serre. Les PRP servent d'indice pour estimer la participation relative au réchauffement global de l'émission d'un kg d'un gaz à effet de serre particulier par rapport à l'émission d'un kg de dioxyde de carbone (les PRP sont exprimés sous forme de kg d'équivalents de CO₂).

Les émissions de masse des polluants individuels qui ont été rassemblées pour l'inventaire de la ligne directrice 2 peuvent être multipliées par leur PRP et exprimées sous forme de kg d'équivalent de dioxyde de carbone. Les gaz à effet de serre rejetés peuvent être ensuite agrégés et rapportés sous forme d'un effet total d'équivalent de dioxyde de carbone, à l'aide de l'équation suivante :

Potentiel de réchauffement **global** (PRP(total)) = Σ PRP(polluant) x masse de polluant rejeté(polluant)

Où :

PRP(total) représente la somme des potentiels de réchauffement **global** des gaz à effet de serre rejetés (kg d'équivalent de CO₂) pour l'option considérée

La **masse de polluant rejeté**(polluant) représente la masse du polluant individuel (gaz à effet de serre) considéré, par exemple CO₂, CH₄, N₂O, etc. (en kg).

Le potentiel total de réchauffement **global**, exprimé sous forme d'équivalent de dioxyde de carbone, pour chacune des options alternatives, peut être comparé.

2.5.2.2 Problèmes à envisager

Les PRG utilisés **ici** (Annexe 2) **sont relatifs à un horizon temporel** de 100 ans, comme **ceux** publiés par l'IPCC [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001] (Page 388). **L'horizon temporel de 100 ans** a été sélectionné car **il** permet d'envisager une échelle de temps raisonnable pour l'effet, mais sans l'incertitude associée à une limite de temps plus grande. Ceci ne représente pas une réponse complète étant donné que de nombreux gaz à effet de serre persistent très longtemps dans l'atmosphère. Les utilisateurs et les décideurs **devraient** hésiter à sélectionner des techniques qui favorisent des gaz ayant des potentiels de réchauffement **global** inférieurs, mais ayant une longévité dans l'atmosphère supérieure aux autres options qui libèrent davantage de gaz à courte durée de vie. Pour faciliter l'évaluation des alternatives, la durée de vie atmosphérique des gaz à effet de serre est également présentée en Annexe 2.

Une récente Directive de l'UE (2003/87/CE) établit un **système d'échange de quotas** d'émissions de gaz à effet de serre à l'intérieur de la Communauté qui va amender la directive du Conseil 96/61/CE (IPPC). Cette directive vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre, pour répondre aux obligations de la Communauté Européenne d'après la « Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques » et le « Protocole de Kyoto ».

Comme condition préalable à ce système, il est exigé qu'une autorisation IPPC ne fixe pas de valeurs limites pour les émissions directes de gaz à effet de serre à partir d'une installation qui fait partie du système d'échange. Ceci sert à garantir qu'il n'existe aucun conflit entre les deux instruments, et **ne remet pas en cause les exigences de la directive IPPC relatives à l'efficacité énergétique.**

Le but de l'évaluation décrite ici dans **l'étude des impacts croisés** intermilieux consiste à décider laquelle des alternatives considérées offre le niveau le plus élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. **Si** le PRG est un paramètre utile pour procéder à cette évaluation, il n'est **cependant** pas adapté pour être utilisé dans la mise au point ou la définition des **valeurs** limites d'une autorisation IPPC et en conséquence, **il n'y a pas de raison qu'il y ait de conflit entre le système de quotas pour les gaz à effet de serre et l'étude des impacts croisés.**

2.5.3 Toxicité aquatique

Les rejets dans les environnements aquatiques peuvent avoir un **effet** toxique sur les plantes et les animaux qui vivent dans cet environnement. La méthodologie définie ci-dessous permet que le décideur évalue l'effet de toxicité aquatique total des options alternatives, puis classe ces options sur la base du niveau de dommage à l'environnement qu'elles peuvent entraîner dans **le milieu** aquatique. Le calcul utilisé pour déterminer la toxicité aquatique est analogue à celui utilisé pour déterminer le potentiel de toxicité pour l'homme d'une proposition. Le volume d'eau nécessaire pour diluer le rejet jusqu'à son seuil de toxicité est calculé à partir des « concentrations sans effet prévu » (**PNEC**) pour les polluants qui sont rejetés.

2.5.3.1 Évaluation du potentiel de toxicité aquatique d'une proposition

Un volume important de travaux a déjà été réalisé pour évaluer la toxicité de polluants dans l'environnement aquatique et, en résultat à ces travaux, une large gamme de polluants a été **ainsi caractérisée**. L'effet toxique de polluants individuels peut être exprimé comme la « concentration sans effet prévu » (**Predicted No Effect Concentration, PNEC**) en mg/l de ce polluant, qui représente le niveau auquel aucun effet toxique ne peut être détecté. En divisant la masse d'un polluant rejeté par sa **PNEC**, l'utilisateur peut calculer le volume théorique d'eau nécessaire pour diluer le rejet en dessous de sa **PNEC**. Les volumes d'eau peuvent **alors** être ajoutés pour tous les polluants, afin de calculer le volume théorique d'eau nécessaire pour diluer le rejet jusqu'à sa « concentration sans effet prévu », en utilisant la formule ci-dessous.

$$\text{Toxicité aquatique (m}^3\text{)} = \Sigma \left(\frac{\text{masse du polluant rejeté (kg de polluant) } \times 10^3}{\text{PNEC du polluant (mg/l) } \times 10^{-3}} \right) \times 0,001$$

Où :

toxicité aquatique représente la quantité d'eau (m³) nécessaire pour obtenir la concentration sans effet prévu dans l'eau

La **masse de polluant rejeté** représente la masse du polluant rejeté dans l'environnement aquatique en kilogrammes (multipliée par 10³ pour convertir en grammes)

La **PNEC du polluant** représente la « concentration sans effet prévu » du polluant en mg/l (voir Annexe 3). Le facteur 10⁻³ convertit le résultat en grammes

Le facteur de multiplication 0,001 convertit les litres en m³.

Des concentrations sans effet prévu pour une large gamme de polluants aquatiques et les procédés qui ont été utilisés pour les **obtenir** sont présentés en Annexe 3.

2.5.3.2 Problèmes à envisager

Le calcul du volume d'eau nécessaire pour diluer un rejet jusqu'à sa **PNEC** de cette manière permet des comparaisons directes entre les techniques alternatives considérées. L'Annexe 3 énumère les **PNEC** d'une gamme de substances. Dans le cas où aucune **PNEC** n'est répertoriée, l'utilisateur doit s'assurer que ces substances sont clairement déclarées dans le rapport, de sorte qu'elles peuvent être encore prises en considération par le décideur dans l'évaluation.

Le calcul décrit ci-dessus représente le volume théorique d'eau nécessaire pour diluer le rejet jusqu'à son seuil de concentration sans effet prévu et ne représente pas le volume réel ou la concentration d'eau polluée qui serait rejetée à partir du procédé. En situation réelle, il est également vrai qu'un litre d'eau va assimiler plus d'un polluant. La présente méthodologie est utile lors d'une décision dans un cas général, mais ne va pas être suffisante pour évaluer les impacts sur l'environnement d'une installation individuelle. Lors de la détermination d'une MTD au niveau d'une installation, il peut être nécessaire de demander une évaluation plus détaillée pouvant nécessiter une modélisation de la dilution détaillée des polluants individuels. Il peut également être nécessaire de tenir compte des effets synergétiques et antagonistes de la combinaison de polluants. Des **questions** telles que le type de cours d'eau (rivière, lac, eaux côtières, etc.), la dilution **possible**, les taux de pollution **de fond** et les autres utilisations du cours d'eau (eau potable, natation, pêche, **élevage piscicole**, etc.), doivent tous être pris en compte lors de la définition des conditions d'autorisations individuelles.

La présente méthodologie est analogue au calcul du potentiel de toxicité pour l'homme. Un court résumé de la procédure de **d'obtention des PNEC** est défini dans le texte à la fin de l'Annexe 3 et est semblable à l'approche utilisée dans la **Directive-Cadre sur l'Eau** [10, European Commission, 2000]. Au moment de la réalisation du présent document, la liste fournie en Annexe 3 représente le classement le plus complet des **PNEC** disponibles, mais il faut être vigilant lors de l'interprétation des résultats. L'**obtention des PNEC** pour des substances individuelles a été réalisée par une diversité de techniques dans lesquelles différents facteurs de sécurité sont appliqués en fonction de la quantité et du type d'informations disponibles sur les effets toxiques de la substance. Bien que cela représente une approche utile qui **est conforme** au principe de précaution, les **intervalle de confiance** qui **encadrent** les **valeurs obtenues** diffèrent dans chaque cas.

Les travaux continuent à établir des valeurs **PNEC** et les méthodologies ont été affinées par rapport à la méthodologie en cours qui est décrite dans le guide technique [46, European Chemicals Bureau, 2003]. Ce guide a été élaboré avec le soutien de la directive de la Commission 93/67/CEE [47, European Commission, 1993] sur l'évaluation des risques pour les nouvelles substances notifiées, la réglementation de la Commission (CE) n° 1488/94 [48, European Commission, 1994] sur l'évaluation des risques présentés par les substances existantes et la directive 98/8/CE [49, European Commission, 1998] du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché de produits biocides.

Au fur et à mesure que ces évaluations sont réalisées, les valeurs **obtenues** par le European Chemicals Bureau (Bureau européen des produits chimiques) à partir de ces procédures vont remplacer les valeurs figurant dans le tableau en Annexe 3.

La technique « **Whole Effluent Assessment** » peut proposer un **autre** moyen utile de traiter la toxicité aquatique de mélanges de substances **mais** il faut être vigilant lorsque l'on tire des conclusions **relatives à l'ensemble d'un secteur à partir** de données provenant de **rejets particuliers**.

2.5.4 Acidification

Il a été montré que le dépôt de substances acidifiantes provenant de gaz acides se trouvant dans l'air entraîne une large gamme d'impacts. Les incidences comprennent les dommages aux forêts, aux lacs et aux écosystèmes, la dégradation des populations de poissons et l'érosion des bâtiments et des monuments historiques. Bien que certains gaz acides aient une origine naturelle, bon nombre d'entre eux proviennent de sources anthropiques telles que le transport, les procédés industriels et les pratiques agricoles. La réduction des émissions acidifiantes a été une des grandes priorités de ces dernières années et bon nombre de travaux ont été entrepris pour améliorer la compréhension des mécanismes de dépôts acides et pour négocier les réductions des émissions de gaz acides d'origine industrielle.

2.5.4.1 Évaluation du potentiel d'acidification d'une proposition

Les gaz ayant l'effet acidifiant le plus significatif sont le dioxyde de soufre (SO₂), l'ammoniac (NH₃) et les oxydes d'azote (NO_x).

Les « potentiels d'acidification » ont été calculés pour permettre que chaque polluant soit exprimé sous forme d'un équivalent de dioxyde de soufre [15, Guinée, et coll., 2001]. La multiplication de la masse du polluant rejeté, par le potentiel d'acidification des gaz individuels permet de calculer l'effet d'acidification total d'une proposition et de l'exprimer sous forme d'un équivalent global de dioxyde de soufre.

Les émissions massiques compilées plus tôt pour l'inventaire de la ligne directrice 2 sont additionnées à l'aide de la formule :

$$\text{Acidification} = \sum \text{PA}_{(\text{polluant})} \times \text{masse du polluant rejeté}_{(\text{polluant})}$$

Où :

L'**acidification** est exprimée sous forme d'équivalent de SO₂

PA_(polluant) représente le potentiel d'acidification du polluant en équivalents de dioxyde de soufre (voir l'Annexe 4)

La **masse du polluant rejeté**_(polluant) représente la masse du polluant rejeté en kg

2.5.4.2 Problèmes à envisager

Les potentiels d'acidification figurant en Annexe 4 sont issus de [15, Guinée, et coll., 2001] et sont des valeurs moyennes supposées être représentatives de l'Europe dans son ensemble.

La modélisation détaillée sous-jacente aux potentiels d'acidification a été menée dans le cadre de la « Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance »² de la CEE-NU, qui évalue les effets de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique. Des territoires sont divisés en carrés d'une grille, qui sont ensuite évalués en ce qui concerne leur sensibilité aux effets de l'acidification. Cette évaluation se fonde sur une gamme de facteurs qui comprennent le type du sol, la végétation, la capacité tampon et le degré de proximité de cette zone par rapport à sa charge critique pour le dépôt acide. Chaque carré individuel présente un degré potentiel d'acidification différent pour chacun des gaz polluants.

Il existe des limites à l'utilisation de cette méthode, étant donné que tous les polluants qui entraînent une acidification n'ont pas de potentiels d'acidification répertoriés (par exemple, aucune valeur n'a été obtenue pour HCl et HF). Les potentiels d'acidification répertoriés sont également sous-estimés du fait qu'ils ne tiennent pas compte des impacts des polluants acidifiant provenant de l'extérieur de l'Europe. L'incidence des émissions acides va également varier en fonction de l'endroit où les émissions sont libérées, des conditions météorologiques qui les dispersent et de la sensibilité de la zone où les émissions sont finalement déposées.

La présente approche est utile en tant qu'indicateur lors de la prise de décision sur la meilleure option pour l'environnement lorsque l'emplacement géographique d'une proposition n'est pas connu, comme cela serait le cas lors de la détermination d'une MTD pour un BREF. **Il faut remarquer que les valeurs moyennes du potentiel d'acidification ne sont pas adaptées à une utilisation lorsque l'emplacement de la proposition est connu.** Lors de la détermination des conditions d'autorisation pour des installations individuelles, il peut y avoir besoin d'entreprendre une modélisation détaillée de la dispersion afin d'évaluer les effets de l'émission. Ceci est particulièrement vrai lorsque des normes de qualité de l'air local peuvent être compromises en raison de concentrations de fond existantes, ou dans des zones où se trouvent des récepteurs sensibles.

2.5.5 Eutrophisation

L'eutrophisation représente le processus d'enrichissement en nutriments qui se produit lorsque des polluants peuvent agir en tant que nutriments pour des organismes photosynthétiques, et sont directement ou indirectement apportés à un écosystème. L'augmentation en nutriments amène certaines espèces végétales à croître de manière excessive et d'autres à disparaître. L'eutrophisation représente un problème particulièrement dans les eaux côtières et dans les eaux intérieures, où des proliférations d'algues peuvent prendre de l'ampleur et conduire à un appauvrissement en oxygène de l'eau, affecter les plantes, les poissons et les autres formes de vie (ces algues sont souvent toxiques envers les animaux et les hommes). Un dépôt d'azote excédentaire sur le sol peut accroître les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines, ce qui rend l'eau non potable. L'eutrophisation amène également l'azote à être émis par les sols, augmentant ainsi l'acidification de surface et des eaux souterraines.

2.5.5.1 Évaluation du potentiel d'eutrophisation d'une proposition

Les composés qui entraînent une eutrophisation sont ceux contenant de l'azote et du phosphore. À l'aide de l'Analyse du Cycle de Vie, des potentiels d'eutrophisation ont été compilés pour une certaine gamme de

² Un résumé de la méthodologie d'évaluation pour la « Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance » de la « Commission économique pour l'Europe des Nations Unies » (CEE-NU) peut être consulté à l'adresse <http://www.iiasa.ac.at/~rains/dutch/pollueng.pdf>

composés, de sorte que les effets de l'eutrophisation peuvent être calculés pour les propositions alternatives.

L'effet d'eutrophisation peut être calculé à l'aide de la formule :

$$\text{Eutrophisation} = \sum \text{potentiel d'eutrophisation}_{(\text{polluant})} \times \text{masse du polluant rejeté}_{(\text{polluant})}$$

Où :

Le **potentiel d'eutrophisation**_(polluant) du polluant est exprimé en kg d'équivalents d'ions phosphate PO₄³⁻ (voir l'Annexe 5)

La **masse du polluant rejeté**_(polluant) en kg provient de l'inventaire qui a été compilé plus tôt dans la ligne directrice 2.

Les potentiels d'eutrophisation présentés en Annexe 5 proviennent de [11, Guinée, 2001].

2.5.5.2 Problèmes à envisager

Les potentiels d'eutrophisation présentés ici se fondent sur la contribution que le polluant rejeté apporte à la formation de la biomasse, celle-ci est dérivée de la composition moyenne (rapport N/P) de la biomasse.

Les limitations de l'application de la présente méthodologie à une installation sont semblables à celles décrites plus tôt en ce qui concerne l'acidification. Bien qu'elle soit utile pour prendre des décisions dans les cas généraux, cette approche n'est pas adaptée pour évaluer le potentiel d'eutrophisation des émissions sur l'environnement local pour une installation individuelle. Elle ignore les caractéristiques de dispersion locale, le devenir du polluant une fois rejeté, la nature de l'environnement récepteur et la sensibilité de l'environnement local au polluant individuel rejeté.

La présente méthodologie se fonde sur l'approche utilisée dans les **analyses** du cycle de vie. **Additionner** des émissions dans l'air, l'eau et le sol (c'est-à-dire les incidences sur l'environnement dans différents milieux environnementaux) **dans le sens où** la validité scientifique de **procéder ainsi** est douteuse. Néanmoins, cette approche permet **de réaliser** une évaluation rapide et simple du potentiel d'eutrophisation des options. Les utilisateurs doivent **être prudents** et lorsque les résultats ne sont pas évidents, il peut être nécessaire d'analyser plus en détail le devenir du polluant (et de séparer les émissions entre l'air/l'eau/le sol).

Lors de la détermination des conditions d'autorisation pour une installation individuelle, une modélisation de la dispersion détaillée des polluants individuels dans l'environnement local (**l'air/l'eau/le sol**) est **généralement** nécessaire.

2.5.6 Destruction de la couche d'ozone stratosphérique

La couche d’ozone est la couche se trouvant dans la stratosphère qui aide à protéger les animaux et les plantes des rayons UV du soleil. **La destruction de la couche d’ozone** est dû au fait que la couche d’ozone stratosphérique est décomposée par des réactions chimiques avec les gaz polluants provenant des activités humaines. Ces gaz polluants comprennent les chlorofluorocarbures, les halons et d’autres gaz pouvant être rejetés à partir de procédés IPPC. **La destruction** de la couche d’ozone peut entraîner des dommages sur les récoltes et des effets sur la santé tels que des cataractes et des cancers de la peau à la fois chez les humains et les animaux.

Afin de réduire **la destruction de la couche d’ozone**, la stratégie consiste à réduire les émissions des gaz polluants qui entraînent **cette destruction**.

2.5.6.1 Évaluation du potentiel **de destruction d’ozone stratosphérique d’une proposition**

Pour faciliter la stratégie de réduction des émissions de gaz polluants, les effets relatifs **à la destruction de la couche d’ozone** stratosphérique d’une large gamme de gaz ont été évalués. Les résultats des recherches menées ont été rassemblés par l’Office météorologique mondial [3, World Meteorological Office, 1998]. Le protocole de Montréal de 1987 sur les substances qui appauvrissent la couche d’ozone [31, United Nations Environment Programme, 1987] énumère les facteurs multiplicatifs, de sorte qu’une gamme de gaz peut être multipliée par leur « potentiel **de destruction d’ozone** », puis exprimée sous forme d’équivalents de CFC-11.

Les potentiels **de destruction** d’ozone d’une gamme de gaz peuvent alors être ajoutés entre eux et exprimés sous forme d’un potentiel **de destruction d’ozone** en utilisant la formule :

$$\text{Destruction d'ozone} = \sum \text{potentiel de destruction d'ozone}_{(\text{polluant})} \times \text{masse du polluant rejeté}_{(\text{polluant})}$$

Où :

La destruction de la couche d’ozone représente la somme des potentiels d’appauvrissement en ozone pour la technique considérée en kg d’équivalents de CFC-11

Les potentiels de destruction d’ozone figurent en Annexe 6.

La masse du polluant rejeté_(polluant) représente la masse du polluant en kg

2.5.6.2 Problèmes à envisager

Les effets sur la couche d’ozone et la théorie sous-jacente aux potentiels **de destruction de la couche d’ozone** sont relativement bien **compris** et **acceptés** au plan international. **La destruction de la couche d’ozone** n’est **pas** un problème ayant des effets locaux et bien que la **minimisation** des rejets des produits chimiques qui créent le problème reste prioritaire pour l’autorisation, lors de l’évaluation d’une installation individuelle, ce sujet n’est pas susceptible d’être évalué plus en détail que ce qui est présenté ici.

2.5.7 Potentiel de création d'ozone photochimique

L'ozone à des altitudes inférieures, également appelé ozone troposphérique ou ozone des basses couches de l'atmosphère, est un polluant. Il est formé par une série compliquée de réactions chimiques, initiées par la lumière du soleil, dans lesquelles des oxydes d'azote (NO_x , où $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$) et des composés organiques volatils (COV) réagissent pour créer de l'ozone. Ces réactions chimiques ne sont pas instantanées, mais ont lieu sur plusieurs heures, voire plusieurs jours en fonction du composé. Une fois que l'ozone a été produit, il peut persister pendant plusieurs jours.

En conséquence, l'ozone mesuré à un endroit particulier peut avoir été engendré par des COV et des émissions de NO_x à plusieurs centaines, voire plusieurs milliers de kilomètres de distance, et peut se déplacer encore plus loin sur des distances semblables. Des concentrations maxima, en conséquence, surviennent en général dans la direction du vent à l'aval des zones des émissions de polluants précurseurs. Dans les zones urbaines, où la densité des émissions dues à la circulation peut être élevée, le monoxyde d'azote (NO) provenant des émissions d'échappement peut réagir avec de l'ozone pour former du dioxyde d'azote (NO_2), réduisant ainsi les concentrations en ozone troposphérique. Toutefois, étant donné que le mouvement de l'air emporte les polluants principaux, de l'ozone supplémentaire est généré et les concentrations augmentent dans les zones sous le vent [7, European Commission, 1999].

L'ozone troposphérique peut porter préjudice à la santé humaine, notamment sous forme de difficultés respiratoires chez les sujets sensibles, peut causer des dommages envers la végétation et entraîner une corrosion des matériaux. L'approche pour maîtriser les niveaux d'ozone troposphérique consiste à réduire les taux de NO_x et COV rejetés par des procédés industriels.

2.5.7.1 Évaluation du potentiel de création d'ozone photochimique d'une proposition

Le potentiel de création d'ozone de COV individuels dépend de leur structure et de leur réactivité. Dans le but d'évaluer l'effet total du rejet de différents COV, le « Protocole pour réduire l'acidification, l'eutrophisation et l'ozone troposphérique »³ de la CEE-NU a proposé le concept consistant à utiliser les potentiels de création d'ozone photochimique (PCOP).

L'utilisation des PCOP permet d'exprimer, pour une gamme de COV, de les exprimer sous forme d'équivalents d'éthylène et de les ajouter à l'aide de la formule :

$$\text{PCOP}_{(\text{total})} = \sum \text{PCOP}_{(\text{polluant})} \times \text{masse du polluant rejeté}_{(\text{polluant})}$$

Où

PCOP_(total) représente le potentiel de création d'ozone photochimique exprimé sous forme de kg d'équivalents d'éthylène

³ Pour plus d'informations sur la convention, consulter http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm

PCOP_(polluant) représente le potentiel de création d'ozone photochimique du polluant individuel

La masse du polluant rejeté est la masse du polluant présentant un potentiel de création d'ozone photochimique qui **est** rejeté en kg (à partir de l'inventaire de la ligne directrice 2).

Les PCOP ont été établis pour un certain nombre de COV et d'autres substances, et figurent en Annexe 7.

2.5.7.2 Problèmes à envisager

Les réactions impliquées dans la création d'ozone photochimique sont complexes, et sont difficiles à modéliser de manière précise du fait qu'elles mettent en jeu l'interaction d'une **gamme** de produits chimiques, de la lumière du soleil et des conditions météorologiques. Il existe une incertitude considérable sur les valeurs de PCOP individuels et prévoir les concentrations d'ozone qui vont se former est difficile. Cependant, l'approche soulignée **ici** est une technique utile pour comparer les effets des propositions alternatives.

Il est également nécessaire de tenir compte des exigences de la directive (1999/13/CE) concernant le besoin de limiter les émissions des composés organiques volatils dues à l'utilisation de solvants organiques dans certaines activités et installations [44, European Commission, 1999], qui définit **des** valeurs limites pour réduire les émissions de COV.

2.6 Ligne directrice 4 – Interpréter les conflits à propos des impacts croisés

Lorsqu'une conclusion évidente ressort des évaluations réalisées dans les lignes directrices précédentes, **et du moment** qu'une analyse de sensibilité a été menée sur les **hypothèses** clés, la recommandation peut être énoncée avec la justification **basée** sur les **résultats** de l'évaluation. Si aucune conclusion évidente n'a été obtenue, en raison de conflits apparents **sur les impacts croisés**, alors il peut être nécessaire de présenter les résultats d'une manière transparente de sorte que les décideurs puissent évaluer les **avantages** relatifs des alternatives considérées.

Dans le but de comparer les options et les résultats des évaluations menées jusqu'ici, trois approches possibles sont définies ci-dessous. Ces approches peuvent être utilisées individuellement ou conjointement :

- la première approche est une approche simpliste consistant à comparer les résultats de chacun des thèmes environnementaux calculés précédemment
- la deuxième approche est plus complexe et permet que les effets calculés jusqu'ici soient comparés aux totaux européens correspondant à chaque thème environnemental
- la troisième approche permet que des polluants individuels soient comparés au Registre européen des émissions de polluants.

Les lignes directrices décrites jusqu'ici sont utiles en ce qu'elles exposent les informations d'une manière transparente de sorte que le décideur peut comparer les alternatives de manière impartiale. À ce stade, il est nécessaire de s'interroger sur la précision des données et de mener une analyse de sensibilité pouvant

se fonder sur le **degré de** précision des facteurs qui ont été utilisés. À ce stade, il peut également être nécessaire d'étudier les priorités relatives **des** thèmes environnementaux, voire **des** polluants individuels. La méthodologie ne peut pas prendre de décision, elle n'est qu'un outil permettant à l'utilisateur d'exposer les problèmes, de sorte que le décideur puisse étudier les alternatives de manière impartiale.

Aucune des méthodologies définies ci-dessous n'est parfaite et un jugement d'experts sera nécessaire pour compléter la présente évaluation. Les problèmes qui peuvent être importants (en particulier **dans le contexte d'une** situation locale [18, UK Environment Agencies, 2002]), [62, Federal Environmental Agency Germany, 1999] comprennent *entre autres* :

- **Position par rapport à la performance environnementale de référence** : si le **facteur d'émission** d'une substance **par le** procédé est très faible par rapport à **la norme**, alors **ce polluant** sera moins important dans le processus de prise de décision que lorsque **le facteur d'émission** est **élevé**
- **état** de l'environnement : lorsque l'**état** de l'environnement **pré**-existant est médiocre, il faut accorder plus d'importance (en particulier dans la situation plus locale), lors de l'évaluation de la performance **environnementale globale**, à la réduction **des émissions** du procédé **qui contribuent** à cet aspect de l'environnement
- la présence de récepteurs sensibles : il faut accorder plus d'importance lorsqu'il **y a** proximité locale de récepteurs ou d'habitats particulièrement sensibles à une substance ou ses impacts
- la nature des effets : les effets irréversibles à long terme doivent être envisagés comme étant plus graves que les effets réversibles à court terme
- les substances hautement persistantes, bioaccumulatives, toxiques et **cancérogènes** qui sont prioritaires en raison de leur **propension à avoir** des effets à long terme et transfrontières.

2.6.1 Comparaison simple de chacun des thèmes environnementaux

À l'aide des valeurs calculées dans la ligne directrice 3, une comparaison simple peut être effectuée pour vérifier quelle alternative réalise les meilleures performances pour chacun des thèmes environnementaux. C'est une évaluation rapide et simple, mais elle ne donne aucune indication sur l'importance des différences entre chaque alternative ; en conséquence, il sera toujours nécessaire de discuter du degré d'importance des différences entre les alternatives. Comme cela est mentionné ci-dessus, une analyse de la sensibilité **des résultats** sur **chacun des thèmes** augmente l'objectivité lors de l'évaluation des alternatives.

2.6.2 Normalisation par rapport aux totaux européens

Les incidences des options alternatives peuvent être normalisées par rapport à une valeur de référence commune. La référence commune peut être la contribution que l'alternative peut avoir dans une charge européenne totale spécifique (par exemple, la contribution de l'alternative considérée aux émissions totales européennes de $4,7 \times 10^{12}$ kg d'équivalents de dioxyde de carbone). On peut l'utiliser comme mécanisme pour évaluer l'importance des différents **impacts** sur l'environnement des options alternatives. (C'est **analogue** à l'étape **de normalisation dans l'analyse** du cycle de vie).

La plus grande difficulté avec cette procédure consiste à définir le point de référence commun par rapport auquel faire la normalisation. Des travaux ont été réalisés pour établir des références communes

concernant les charges européennes totales et celles qui ont été **obtenues** pour les thèmes utilisés dans la méthodologie **sur les impacts croisés** figurent dans le tableau 2.2 ci-dessous.

Thème environnemental	Unités	Charge européenne totale (1994/1995)
Énergie ¹	MJ/an	6,1 x 10 ¹³
Déchets ¹	kg/an	5,4 x 10 ¹¹
Toxicité pour l'homme		Non disponible
Réchauffement global (horizon temporel à 100 ans) ²	kg d'équivalent de CO ₂ /an	4,7 x 10 ¹²
Toxicité aquatique		Non disponible
Acidification ²	kg d'équivalent de SO ₂ /an	2,7 x 10 ¹⁰
Eutrophisation ²	kg d'équivalent de PO ₄ ³⁻ /an	1,3 x 10 ¹⁰
Destruction de la couche d'ozone (horizon temporel infini) ²	kg d'équivalent de CFC-11/an	8,3 x 10 ⁷
Potentiel de création d'ozone photochimique ²	kg d'équivalent d'éthylène/an	8,2 x 10 ⁹
¹ D'après [9, Blonk TJ et coll, 1997] – il est préférable de répartir les déchets en chiffres pour des déchets dangereux, non dangereux, et inertes , si les données sont disponibles ² D'après [8, Huijbregts, et coll., 2001]		

Tableau 2.2 : Charges européennes totales

Les utilisateurs doivent utiliser la présente méthodologie avec précaution. Les totaux européens répertoriés ci-dessus comportent des incertitudes significatives, et donc les conclusions pouvant être tirées de ceux-ci doivent être considérées avec précaution. Ainsi, on recommande de **ne prendre en considération que des différences en ordres** de grandeur uniquement.

2.6.3 Normalisation par rapport aux données du registre européen des émissions de polluants

Pour la présente méthodologie, les taux connus d'émission de différents polluants provenant de l'utilisation de différentes techniques peuvent être comparés aux émissions totales provenant des

installations IPPC à l'intérieur de l'UE, **telles que** rapportées dans le registre européen des émissions de polluants (EPER⁴). La comparaison peut se faire soit avec le total des chiffres pour tous les secteurs de l'IPPC, soit, de manière plus appropriée, avec le total des chiffres pour le secteur de l'IPPC spécifique en question. Elle peut être réalisée en utilisant soit les données à l'échelle de l'UE, soit les données à l'échelle d'un pays. L'exemple simple suivant peut servir à illustrer la manière dont les émissions peuvent être normalisées.

Une technique peut conduire à des émissions de méthane dans l'air correspondant à 0,01 % du total des émissions de méthane dans l'air dans le secteur (UE) et en même temps, à un **niveau d'**émissions de phénols dans l'eau correspondant à 1 % du total des émissions de phénols dans l'eau dans le secteur (UE). De manière semblable, une seconde technique peut conduire à des émissions de méthane dans l'air correspondant à 0,1 % du total des émissions de méthane dans l'air dans le secteur (UE) et des émissions de phénols dans l'eau correspondant à 0,001 % du total des émissions de phénols dans l'eau dans le secteur (UE). Comparée à la première technique, la seconde technique conduit ainsi à des émissions de méthane relatives 10 fois supérieures dans l'air, mais à des émissions de phénols relatives 1 000 fois inférieures dans l'eau.

Lorsque l'on utilise les données de l'EPER, il faut garder à l'esprit que les données vont inévitablement ne pas être précises à 100 %, et qu'elles vont comporter des niveaux d'incertitude **semblables à ceux des** charges européennes totales. C'est pourquoi on **recommande de ne prendre en considération que des différences en ordres de grandeur uniquement**.

2.6.4 Tri des effets sur l'environnement local

L'Article 9(4) et la Clause 18 de la directive indiquent qu'il incombe aux États membres de décider de la manière dont tenir compte des conditions environnementales locales. L'Article 3 de la directive **requiert** que les installations soient exploitées de sorte qu'aucune pollution significative ne soit engendrée. La détermination de la MTD pour un secteur ne peut tenir compte des problèmes locaux détaillés, et la présente section décrit une manière d'estimer l'importance locale. **A l'échelle de** l'Europe, il y a une **variabilité** significative des environnements récepteurs, des concentrations ambiantes locales de polluants et des priorités environnementales. Pour **tout** procédé à un **niveau** individuel, l'évaluation **des** impacts **probables** de la proposition peut nécessiter une modélisation **détaillée** de la **dilution et de** la dispersion des polluants individuels. Les facteurs de dilution ci-dessous peuvent être utilisés comme outil rapide de tri pour évaluer les polluants à modéliser d'une manière plus détaillée dans la situation locale. **D'autres façons de faire** peuvent être **tout autant** appropriées, en fonction des procédures et des normes de qualité **environnementale** que les États membres individuels **ont mis en place**.

⁴ Le 17 juillet 2000, la Commission a adopté la décision 2000/479/CE sur la création d'un Registre européen des émissions de polluants (EPER) selon l'Article 15(3) de la directive IPPC.

Des informations sur les émissions de 50 polluants et groupes de polluants au-dessus de certains seuils fixés en provenance d'installations comprises dans la directive IPPC seront disponibles dans l'EPER. Pour la première fois en juin 2003, les États membres ont été obligés de communiquer un rapport à la Commission concernant les données sur les émissions annuelles totales en 2001 (facultativement, 2000 ou 2002). Pour obtenir plus d'informations concernant les polluants qui sont compris dans l'EPER, voir la décision de la Commission 2000/479/CE (http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/lif/reg/en_register_151020.html).

La Commission, assistée de l'Agence européenne de l'environnement, a rendu accessible au public les données figurant dans le registre EPER en diffusant les données rapportées sur l'Internet, y compris la description d'informations spécifiques aux sites de sources polluantes pertinentes ainsi que divers chiffres globaux. (<http://www.eper.cec.eu.int>).

On estime que les facteurs de dilution donnés ci-dessous offrent une protection suffisante dans de nombreux cas. [18, UK Environment Agencies, 2002] [45, Goetz, et coll., 2001]. Néanmoins, il peut se trouver des situations locales dans lesquelles la norme de qualité environnementale pour un polluant est déjà dépassée ou se rapproche de son seuil. Dans ce cas, une évaluation détaillée de ce polluant peut être encore judicieuse pour évaluer l'impact **probable**. Il peut également se trouver des cas pour lesquels il est nécessaire d'examiner la dispersion et les impacts des émissions à long **distance**. **Par ailleurs**, le rejet d'un procédé IPPC peut traverser une installation de traitement d'eau avant le rejet dans le cours d'eau, auquel cas, c'est l'impact du rejet final dans le cours d'eau qui doit être examiné. Tandis que la présente section se concentre sur les émissions dans l'air et dans l'eau, d'autres problèmes tels que les odeurs et le bruit peuvent être importants au niveau local. Enfin, les décisions quant à savoir quelle approche **doit être** utilisée et si une modélisation détaillée est appropriée, devront être prises localement.

Tri des effets sur l'environnement local

Dans le but de réaliser un tri pour savoir si les effets sur l'environnement sont susceptibles d'être significatifs au niveau local, la méthodologie suivante peut être utilisée en tant que guide **simple d'emploi**.

$$\text{Concentration dispersée} = (\text{concentration à l'émission (mg/m}^3 \text{ ou mg/l)}) / (\text{facteur de dilution})$$

En l'absence de données réelles, des facteurs de dilution standard peuvent être utilisés pour un tel tri :

- **pour les rejets dans l'eau, un facteur de dilution de 1 000**
- **pour les rejets dans l'air, un facteur de dilution de 100 000 (sur la base d'un rejet à partir d'une cheminée provenant, par exemple, d'une installation de combustion)**

La concentration résultante, **après dispersion**, peut alors être comparée à la norme de qualité environnementale pertinente, ou à **un critère analogue**.

Si le rejet ne **cause** pas une concentration **après dispersion** de plus de 1 % de la norme de qualité environnementale pertinente, ou d'un **critère analogue**, alors l'émission est parfois considérée comme étant insignifiante (voir le texte au-dessus du présent encadré).

2.7 Conclusions sur les impacts croisés

Les méthodologies **présentées** ci-dessus permettent de comparer les options alternatives **en termes de** procédés. Les lignes directrices sont conçues pour rendre l'évaluation aussi transparente que possible. Pour s'assurer que l'évaluation est efficace, il a été nécessaire de simplifier les méthodologies. Un équilibre a, en conséquence, été trouvé entre la complexité de l'évaluation et les ressources nécessaires lors de son utilisation. Les utilisateurs doivent le comprendre et s'assurer que la décision finale n'est pas déformée en raison de ces simplifications.

Les lignes directrices **pour les impacts croisés** doivent être utilisées avec précaution ; les **limites** de la méthodologie ont été soulignées dans le texte. L'un des plus importants **sujets d'attention** est le choix des facteurs de multiplication, étant donné que ceux-ci peuvent fausser significativement les résultats. La fiabilité des résultats calculés diminue au fur et à mesure qu'un **plus grand nombre de** facteurs de multiplication sont utilisés et que différents polluants sont **agrégés**. Les **sujets d'attention** concernant l'**obtention** des facteurs de multiplication ont également été **identifiés** dans le texte. Étant donné que chaque étape introduit une incertitude supplémentaire, les marges d'erreur entourant les **résultats numériques** s'accroissent.

Bien que l'évaluation **des impacts croisés** décrite **ici** soit **relativement** complète, elle n'est ni **totale**ment exhaustive, ni exclusive étant donné qu'il peut se trouver d'autres facteurs supplémentaires pouvant revêtir une importance dans des cas individuels. Il peut par exemple exister des polluants rejetés à partir du procédé qui ne sont pas repris par les thèmes environnementaux décrits **ici**. Il peut exister d'autres polluants qui, bien qu'ils aient une incidence dans un thème environnemental, ne disposent d'aucun facteur de multiplication leur étant destiné. La directive demande la prise en considération de problèmes ne pouvant pas être intégrés dans l'évaluation **telle que décrite ici**, tels que le bruit, les vibrations, les odeurs, les risques pour l'environnement, etc. L'utilisateur doit être vigilant et s'assurer que d'autres incidences importantes quelconques sur l'environnement pouvant résulter de l'application d'une proposition sont toujours prises en compte dans l'évaluation.

Un quelconque problème qui n'est pas entièrement examiné ou **une quelconque** inquiétude concernant la validité des données doivent être compris à la fois par l'utilisateur de la méthodologie **sur les impacts croisés** et par le décideur. Un jugement d'experts va être requis pour **juger** les résultats de l'évaluation et déterminer l'option préférée d'un point de vue environnemental. L'utilisateur va également devoir s'assurer que la transparence est toujours conservée tout au long de l'évaluation et dans les décisions prises.

3 LA METHODOLOGIE D'EVALUATION DES COUTS

Une fois que les options ont été classées selon la performance environnementale, l'option ayant pour résultat le plus faible impact sur l'environnement dans son ensemble va être généralement une MTD, à moins que les considérations économiques signifient qu'elle n'est pas disponible [18, UK Environment Agencies, 2002]. Après l'évaluation **des impacts croisés**, il peut être nécessaire de comparer les coûts des techniques alternatives. Afin que les alternatives soient **toutes** traitées de manière **cohérente**, il est important que les informations sur les coûts, qui peuvent provenir de différentes sources, soient collectées et **employées** de la même manière. Les règles définies ci-dessous aident à définir un cadre de travail dans lequel les coûts peuvent être rassemblés, attribués et traités de manière transparente, de sorte que des comparaisons équitables peuvent être réalisées.

Lorsque l'on utilise des données sur les coûts, il est important de se rappeler que les conventions de comptabilité varient en Europe et entre les sociétés. En conséquence, il peut être très difficile d'effectuer des comparaisons équitables entre les informations sur les coûts pour des installations, en particulier lorsque ces coûts proviennent de différentes sources ou ont été modifiés de différentes manières. La méthodologie décrite ci-dessous se base sur les travaux menés par le **TWG** de l'IPPC sur les aspects économiques et les **impacts croisés** et est rapportée dans le document « Méthodologie d'évaluation des coûts à des fins de MTD » [4, Vercaemst, 2001]. Ces travaux se sont fondés sur un guide publié par l'Agence européenne pour l'environnement (« Lignes directrices pour définir et documenter les données sur les coûts des mesures de protection environnementale possibles » [6, European Environment Agency, 1999]) et sur les lignes directrices du VDI – 3800 [36, VDI, 2000].

La méthodologie d'évaluation des coûts définit un cadre de travail qui permet de rassembler et de traiter des données sur les coûts pour installer, exploiter et **entretenir** un procédé ou une technique. Adopter une approche **cohérente en la matière** permet de comparer les alternatives, même lorsque les données proviennent de différentes sociétés, différentes industries, différentes régions ou différents pays. Les étapes **décrites** dans ce chapitre sont représentées schématiquement dans la figure 3.1 ci-dessous.

Guideline 5 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 5 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 6 Gather and validate the cost data	Ligne directrice 6 Rassembler et valider les données sur les coûts
Guideline 7 Define the cost components: investment costs operating and maintenance costs revenues, benefits and avoided costs	Ligne directrice 7 Définir les composants des coûts : coûts d'investissement coûts d'exploitation et de maintenance revenus, bénéfices et coûts évités
Guideline 8 Process and present the cost information: exchange rates inflation establishing prices in the base year discount and interest rates calculating annual costs	Ligne directrice 8 Traiter et présenter les informations sur les coûts : taux de change inflation établissement des prix dans l'année de base taux d' actualisation et d'intérêt calcul des coûts annuels
Guideline 9 Attributing costs to environmental protection	Ligne directrice 9 Attribuer les coûts à la protection de l'environnement
Costing methodology Chapter 3	Méthodologie d'évaluation des coûts Chapitre 3

Figure 3.1 : Les étapes de la méthodologie d'évaluation des coûts

Les étapes décrites dans ce chapitre sont :

- Ligne directrice 5 - Délimiter et identifier les options alternatives : cette ligne directrice est analogue à la ligne directrice 1 de la méthodologie sur les impacts croisés.
- Ligne directrice 6 - Rassembler et valider les données sur les coûts : cette ligne directrice fait passer l'utilisateur par les étapes nécessaires pour rassembler et valider les données sur les coûts et traiter les incertitudes que pourraient comporter les données.
- Ligne directrice 7 - Définir les composants des coûts : cette ligne directrice définit les composantes des coûts qui doivent être incluses ou exclues de l'évaluation. Lors de l'évaluation des résultats, il est utile que le décideur soit capable de comprendre la manière dont les coûts ont été élaborés et si les coûts sont attribués au coût de l'installation ou s'ils représentent des coûts d'exploitation ou de maintenance. La ligne directrice recommande que les coûts soient présentés de manière aussi transparente que possible.
- Ligne directrice 8 - Traiter et présenter l'information sur les coûts : cette ligne directrice définit les procédures pour traiter et présenter les informations sur les coûts. Il est nécessaire de tenir compte des taux d'intérêt, des taux d'actualisation, de la durée de vie économique de l'équipement et de toute valeur de rebut que l'équipement peut avoir. Lorsque cela est possible, les coûts doivent être présentés sous forme de coût annuel ; les calculs nécessaires pour établir celui-ci sont expliqués dans la Section 3.4.
- Ligne directrice 9 - Attribuer les coûts à la protection de l'environnement. Cette ligne directrice définit la manière dont les coûts destinés à la protection pour l'environnement peuvent se distinguer des coûts pour des sujets tels que les améliorations du procédé ou l'efficacité du procédé.

L'objectif de la présente méthodologie est de rendre l'évaluation aussi transparente que possible. Les coûts doivent être suffisamment détaillés pour qu'on puisse désigner ceux qui sont attribués aux dépenses d'investissement et ceux qui sont attribués aux coûts d'exploitation et de maintenance. La méthodologie offre à l'utilisateur une certaine souplesse pour choisir les taux d'intérêt et d'actualisation qui correspondent le mieux à l'application considérée. Toutefois, le choix des taux d'intérêt et d'actualisation doit être justifié, et ces taux doivent être ensuite appliqués de la même manière à toutes les alternatives, de manière à pouvoir les comparer équitablement. L'application de ces lignes directrices doit permettre à la fois à l'utilisateur et au décideur de comparer les options alternatives d'une manière transparente et équitable. En pratique, les données sur les coûts sont souvent estimées. Elles sont rarement disponibles sous forme détaillée, ou encore de façon à pouvoir disposer des coûts annuels année après année même sans être exigeant sur le niveau de précision.

3.1 Ligne directrice 5 – Délimiter et identifier les options alternatives

La délimitation et l'identification des options alternatives sont analogues à l'approche définie dans la ligne directrice 1 de la méthodologie sur les impacts croisés. Dans de nombreux cas, les descriptions provenant de la ligne directrice 1 suffiront, mais il est vraisemblable qu'il va désormais y avoir davantage

d'informations disponibles pour compléter la description. Des **questions** telles que les caractéristiques techniques des alternatives, y compris la durée de vie (attendue) technique et **durée de vie** économique de l'équipement, et les données d'exploitation telles que l'utilisation de l'énergie, l'utilisation de réactifs, l'entretien, la consommation d'eau, etc., vont également **devoir** être établis désormais.

À ce stade, il pourrait également être possible de décrire le bénéfice pour l'environnement qui va être réalisé en mettant en œuvre la technique. Il est utile d'exprimer le bénéfice pour l'environnement sous forme d'une comparaison avec un cas de base, ou bien **en termes d'efficacité** attendue **pour** la technique. L'efficacité est souvent exprimée sous forme d'un pourcentage, par exemple « un incinérateur réduit les émissions organiques de plus de 95 % ». Toutefois, ceci n'est pas toujours **utile**, étant donné que cela ne décrit pas ce qu'étaient les émissions avant la réduction. En conséquence, il est plus utile de consigner les efficacités de deux manières :

1. sous forme de l'émission ou d'un facteur d'émission **dans une situation de base** pour l'installation conjointement avec une efficacité **exprimée en termes de** pourcentage concernant la technique ; par exemple, « pour un procédé émettant plus de 1 000 mg de solvants par m³ d'air **rejeté**, un incinérateur aura une efficacité de destruction des solvants d'au moins 95 % ».

ET/OU

2. sous forme de données de performance (émissions ou facteurs d'émissions) concernant l'installation après la mise en œuvre de la mesure, par exemple « pour un procédé émettant des solvants installé dans un incinérateur, l'émission est normalement de 10 mg de solvant par m³ d'air **rejeté**, ou moins ».

La première approche permet l'estimation à la fois de la réduction de l'émission et des émissions restantes, tandis que la seconde approche n'apporte des informations que sur les émissions restantes. Il ne doit pas y avoir d'ambiguïté dans la description étant donné que celle-ci forme la base pour le rassemblement des données sur les coûts. Il faut être aussi **précis** que possible, en particulier lors de la description de la technique et des avantages pour l'environnement qu'elle va apporter.

3.2 Ligne directrice 6 – Rassembler et valider les données sur les coûts

Il existe de nombreuses sources de données à partir desquelles on peut **obtenir** les données sur les coûts, et l'applicabilité, l'actualité et la validité des données peuvent différer en fonction de la source. Tant l'utilisateur que le décideur doivent connaître tous les **problèmes** pouvant affecter la validité des données étant donné **qu'ils** peuvent avoir une influence sur les conclusions qui sont tirées de l'évaluation, et ainsi, sur la décision finale qui est prise. Les objectifs de la ligne directrice 6 sont d'identifier les sources des données sur les coûts qui ont été utilisées, d'établir la manière dont celles-ci sont référencées et de conseiller sur la manière de traiter **les incertitudes sur ces** données.

Les données sont toujours **à l'origine obtenues** pour servir un but spécifique et sont, en conséquence, susceptibles d'inclure un certain élément de subjectivité qui doit être gardé à l'esprit lorsque l'on **les** utilise pour un but autre que celui **prévu** à l'origine. Il peut également exister différentes conventions de comptabilité et différents formats de **rapportage** utilisés par différentes sociétés et appliqués dans différents pays. Il peut même y avoir des revendications de confidentialité commerciale concernant les données, qui doivent être manipulées avec une certaine sensibilité. Traiter des informations confidentielles rend également l'évaluation plus difficile à vérifier. **Certains de ces** problèmes peuvent engendrer des

difficultés lorsque l'utilisateur ou le décideur essaie de valider les chiffres ou de faire des comparaisons ayant un sens.

Tout au long de la présente section traitant des coûts, il faut garder à l'esprit **qu'également les économies doivent être prises** en compte.

3.2.1 Sources des données sur les coûts

Les données sur les coûts peuvent être obtenues à partir d'une diversité de sources, mais quelle que soit la source, l'utilisateur doit avoir un **regard critique sur** la validité des données. Les coûts peuvent être soit surestimés, soit sous-estimés [12, Pickman, 1998]. Les données vont également avoir une « durée de vie », étant donné que les coûts et les prix peuvent varier au fil du temps. Par exemple, le prix d'une technique peut augmenter avec l'inflation ou bien peut chuter au fur et à mesure que la technologie passe d'une technique expérimentale à une technique **produite en** masse. Des sources possibles de données sur les coûts comprennent :

- l'industrie, par exemple des plans de construction, de la documentation de projets industriels, des **demandes d'autorisation d'exploitation**
- des fournisseurs de technologies, par exemple des catalogues, des offres
- des autorités, par exemple le processus d'attribution d'autorisations (pour une nouvelle autorisation ou une mise à jour)
- des consultants
- des groupes de recherches, par exemple des programmes pilotes
- des informations publiées, par exemple des rapports, des journaux, des sites Web, des comptes-rendus de conférences
- des estimations des coûts pour des projets comparables dans d'autres industries ou secteurs.

Afin d'améliorer la validité, l'utilisateur doit rassembler des données sur les coûts à partir d'un certain nombre de sources indépendantes, si possible. La source et l'origine de toutes les données doivent être consignées. Ceci permettra de suivre et de valider les données à une date ultérieure, si nécessaire. Si la source des données est un rapport publié ou une base de données, alors une bibliographie standard suffira normalement dans ce but. Si la source des données est une communication verbale ou une autre forme de communication non documentée, ceci doit être clairement déclaré et la source et la date doivent être consignées.

L'utilisateur doit s'efforcer d'identifier et d'utiliser les données disponibles valides les plus récentes. L'année à laquelle se rapportent les données sur les coûts et le taux de change des devises appliqué **doivent** toujours être déclarés. Les coûts doivent être rapportés comme étant des « frais réels », c'est-à-dire que les coûts doivent être rapportés pour l'année pendant laquelle les frais réels ont été engagés ou vont l'être, même s'ils sont par la suite actualisés pour tenir compte **de l'effet du** temps. Ceci garantit une transparence et permet que les utilisateurs modifient les données de différentes manières, si nécessaire. La manière d'actualiser les données sur les coûts pour tenir compte du temps, de l'inflation, et **sur** l'utilisation des taux d'**actualisation**, est définie dans la ligne directrice 8.

3.2.2 Documenter les incertitudes sur les données

L'évaluation doit au moins comprendre un exposé des incertitudes clés concernant les données. Dans certains cas, il peut exister un certain nombre d'incertitudes associées aux données sur les coûts et à la performance en exploitation de la technique proposée. Ces incertitudes peuvent être dues à un manque d'informations disponibles, ou éventuellement dues au fait que les hypothèses clés sous-jacentes aux données sur les coûts ne sont pas toujours transparentes.

L'approche précédemment décrite dans l'évaluation pour les impacts croisés (Section 2.4.1) est un guide utile pour traiter des incertitudes des données. Dans de nombreux cas, on peut attribuer aux données des estimations quantitatives ou une plage d'incertitude. Lorsque ces informations sont disponibles, il faut les consigner de manière à pouvoir les utiliser plus tard dans l'évaluation pour établir des valeurs supérieures et inférieures d'intervalles de confiance lorsqu'on mènera une analyse de sensibilité. Lorsque les informations quantitatives sur les données ne sont pas disponibles, un système de notation de la qualité des données peut être utilisé pour apporter une indication qualitative de la fiabilité des données. La note renseigne approximativement l'utilisateur ou le lecteur sur la confiance qu'ils peuvent avoir dans les données, et permet d'apporter une certaine indication sur le degré de minutie que l'analyse de sensibilité doit avoir.

3.2.3 Résumé de la ligne directrice 6

1. Dans le contexte de cette ligne directrice, les aspects suivants sont importants : l'origine de l'information doit être déclarée clairement (année et source)
2. les données doivent être aussi représentatives que possible
3. les données sur les coûts doivent être rassemblées à partir d'un certain nombre de sources (indépendantes)
4. la source et l'origine de toutes les données doivent être consignées de manière aussi précise que possible
5. les données valables les plus récentes disponibles doivent être utilisées
6. l'année des données sur les coûts et le taux de change des devises appliqué doivent toujours être déclarés
7. les coûts doivent être rapportés sous forme de frais réels
8. lorsque cela est possible, des plages quantitatives doivent être proposées pour décrire la validité des données. Dans le cas contraire, une indication qualitative doit être utilisée.

3.3 Ligne directrice 7 – Définir les composantes des coûts

Pour faciliter la comparaison des données, les composantes des coûts qui ont été incluses dans les données sur les coûts doivent être clairement déclarées lorsque l'évaluation est rapportée. Le but de la présente ligne directrice consiste à définir les éléments des coûts qui doivent être inclus ou exclus et également à donner des indications concernant la manière dont ces éléments qui sont inclus doivent être rapportés. Le

fait de répartir des coûts en composantes, par exemple, les coûts d'investissement, d'exploitation et de maintenance, etc., est essentielle pour la transparence du procédé, bien qu'il soit souvent difficile en pratique de diviser les coûts entre ceux du procédé et ceux pour l'environnement.

Ce qui suit représente une hiérarchie utile pour le degré de **désagrégation** des données sur les coûts :

1. Les **dépenses d'investissement** totales, les **coûts d'exploitation/de maintenance** annuels totaux et les **bénéfices/recettes** annuels totaux doivent tous être rapportés séparément.
2. **Les dépenses d'investissement** doivent être réparties entre les dépenses d'équipement pour le contrôle de la pollution et les frais d'installation ou de contrôle du procédé.
3. Dans la mesure du possible, les **coûts d'exploitation et de maintenance** annuels doivent être répartis entre l'énergie, les matériaux et les services, la main-d'œuvre et les coûts fixes d'exploitation et de maintenance.

Tous les coûts doivent être mesurés par rapport à une alternative. L'alternative est en général la situation existante, ou bien le « cas de base » dans lequel la technique pour la protection de l'environnement n'a pas été installée. Le cas de base aura été établi à partir de la méthodologie **pour les impacts croisés** et les coûts des alternatives vont être exprimés par rapport au cas de base. Pour les nouvelles installations, les coûts pour toutes les options devront être déclarés.

3.3.1 Liste récapitulative des composantes des coûts

Désagréger les données sur les coûts en composantes individuelles **est utile**, et cela doit être réalisé dans la mesure du possible. Les trois listes récapitulatives présentées ci-dessous énumèrent certaines des composantes des coûts qui sont les plus utiles pour l'évaluation. La liste récapitulative couvre « les coûts d'investissement », « les coûts d'exploitation et de maintenance » et « les recettes, les coûts **évités** et les bénéfiques ». Ces listes récapitulatives ne sont pas exhaustives et d'autres composantes peuvent être importantes dans les cas **particuliers**.

Coûts d'investissement

Dépenses d'installation :

Il faut **désagréger** les coûts de manière suffisamment détaillée pour **pouvoir identifier** ce qui suit :

- la définition, conception et planification du projet
- l'achat du terrain
- la préparation générale du site

- les constructions et travaux de génie civil (y compris les fondations/supports, l'édification, l'électricité, la plomberie, l'isolation, la peinture, etc.)
- les dépenses d'ingénierie, de construction et **les dépenses d'installation sur site**
- les coûts de sélection des fournisseurs et les honoraires des fournisseurs
- le contrôle des performances
- les frais de lancement
- le coût du fonds de roulement
- les coûts de **cessation d'activité**⁵

Remarque : les investissements peuvent également **entraîner une** baisse de production sur une certaine durée, par exemple, lors d'un changement ou d'interruptions temporaires de la production. Ceci se produit souvent lors de la mise en œuvre de mesures qui sont intégrées au procédé. Ces coûts peuvent être spécifiques aux cas individuels et ils doivent donc être montrés séparément des autres coûts. Il peut être possible de réduire la baisse de production en planifiant des modifications des installations de sorte qu'elles coïncident avec une période programmée de maintenance. Si cela est réalisable, alors il y a la possibilité de maintenir ces coûts à un niveau bas et il est, en conséquence, utile de disposer de ces coûts répertoriés séparément, de manière à pouvoir les évaluer. Lorsqu'on le connaît, le temps nécessaire pour installer l'équipement de réduction de la pollution doit également être déclaré.

Dépenses pour les équipement de contrôle de la pollution :

- coûts **des** équipements
- dispositifs de contrôle de la pollution primaire
- équipement auxiliaire
- **instrumentation**
- tout transport de matériel **associé à l'équipement**
- modifications pour passer **au nouvel** équipement.

Réserve pour éventualités : Provision pour investissement

Dans les estimations des dépenses d'investissement, une certaine somme d'argent ou « **provision pour investissement** » est parfois incluse pour couvrir les dépenses que l'on ne peut pas estimer précisément. On

⁵ Lorsque les coûts de fin de vie et de **cessation d'activité** sont inclus, ceux-ci doivent généralement être décomptés d'une valeur actualisée et la valeur résiduelle de l'équipement doit être déduite de ces coûts. Il est en général judicieux d'estimer un taux d'**actualisation** pour ces coûts qui soit inférieur à celui estimé pour le reste du projet. Ceci est dû au fait que l'incertitude associée aux estimations des coûts de **cessation d'activité** est telle qu'ils sont plus susceptibles d'être sous-estimés que surestimés, ce qui conduirait à fausser les hypothèses en matière de coûts.

Coûts fixes d'exploitation/de maintenance (frais généraux) :

- primes d'assurance
- redevances
- provisions de secours
- autres frais généraux (par exemple, administration).

Remarque : si les coûts de main-d'œuvre pour l'exploitation et la maintenance sont connus, les frais généraux peuvent être estimés sous forme d'un pourcentage des coûts de main-d'œuvre ; par exemple, le **Ministère Néerlandais de l'Environnement** [38, VROM, 1998] propose 10 à 20 % des coûts de main-d'œuvre, l'UNICE parle de 50 % des coûts de main-d'œuvre [37, UNICE, 2003]. Une fois encore, ces chiffres sont très approximatifs et la base pour le pourcentage sélectionné doit être clairement déclarée dans l'évaluation.

Coûts subséquents :

La mise en œuvre d'une nouvelle technique peut conduire à des changements du processus de production, qui à nouveau peuvent conduire à des augmentations de coûts, par exemple, une baisse de l'efficacité du système ou une qualité inférieure du produit. Les coûts **obtenus ainsi** doivent être évalués dans la mesure du possible et clairement identifiés lorsque l'on rapporte les résultats [36, VDI, 2000].

Recettes, coûts évités et bénéfices

Lorsque les alternatives considérées peuvent également apporter des bénéfices non environnementaux, des recettes, ou qu'elles peuvent conduire à éviter certains coûts, alors **ceux-ci** doivent être rapportés séparément des dépenses d'investissement ou des coûts d'exploitation et de maintenance.

Les exemples de recettes, de coûts évités et de bénéfices subséquents [6, European Environment Agency, 1999] sont :

Recettes :

- vente de l'effluent traité pour l'irrigation
- vente de l'électricité générée
- vente de cendres pour matériaux de construction
- la valeur résiduelle de l'équipement (voir ci-dessus).

Coûts évités :

- économies sur les matières premières
- économies sur les éléments auxiliaires (produits chimiques, eau) et les services

- économies sur l'énergie utilisée
- économies sur la main-d'œuvre
- économies sur la surveillance des émissions
- économies sur la maintenance
- économies sur le capital en raison d'une utilisation plus efficace de l'installation
- économies sur les coûts d'élimination.

On recommande que ces économies supplémentaires soient également déclarées en termes physiques, tels que :

- la quantité d'énergie économisée
- la quantité de produits dérivés utiles revalorisés et vendus
- le nombre d'hommes-an économisés.

Bénéfices subséquents :

La mise en œuvre d'une nouvelle technique peut conduire à des changements du **procédé** de production, qui à nouveau peut conduire à des coûts inférieurs, par exemple, une augmentation de l'efficacité du système ou une qualité améliorée des produits. Les bénéfices **en découlant** doivent être évalués dans la mesure du possible et clairement identifiés lors du rapport des résultats [36, VDI, 2000].

3.3.2 Coûts devant être identifiés séparément

Taxes et subventions — Les économistes **considèrent** parfois les taxes et les subventions **comme des transferts financiers**, du fait qu'ils n'ont pas un coût économique pour la société dans son ensemble, mais qu'ils représentent simplement des transferts **de ressources** d'un groupe de la société à un autre. (Certains exemples de ces taxes sont les taxes sur les transactions, les taxes foncières, les taxes sur le carburant ou les taxes sur d'autres matériaux, la taxe sur la valeur ajoutée, etc.). Elles sont normalement exclues des calculs des « coûts sociaux » (évaluations des coûts des impacts sur la société dans son ensemble), mais lorsqu'on envisage les « coûts privés » (les coûts pour un exploitant), ces coûts peuvent être très pertinents.

Les taxes et les subventions doivent être identifiées séparément pour garantir que l'évaluation est transparente (cette information **peut** déjà avoir été incluse dans la source dont sont extraites les données).

Coûts indirects — Les coûts indirects sont les coûts que l'on peut attribuer à des changements de la demande du marché et des **effets à rebours tels des** changements dans la production et l'emploi. Ceux-ci doivent être exclus de l'évaluation des coûts. Si c'est impossible (**parce qu'**ils sont inclus dans les sources **d'information**), les coûts indirects doivent être identifiés et rapportés séparément.

Coûts externes – Les coûts externes doivent être exclus. Ces coûts ne font pas partie de la méthodologie d'évaluation des coûts et ne sont pas utilisés pour déterminer les coûts des techniques alternatives évaluées. La définition et l'utilisation des coûts externes sont exposées plus tard dans le Chapitre 4.

3.3.3 Facteurs d'échelle pour les installations

Lorsque les coûts sont connus pour une certaine taille d'installation et que l'on souhaite une estimation des coûts pour une autre taille d'installation en tenant compte des économies d'échelle possibles, on peut y parvenir en utilisant la méthode de « l'exposant d'échelle ». La méthode de « l'exposant d'échelle » peut être utilisée pour augmenter (ou réduire) le coût des **éléments** de l'installation individuelle ainsi que des installations dans leur ensemble. La méthodologie est expliquée ci-dessous.

La méthode de l'exposant d'échelle

Pour calculer les coûts d'une installation construite à une échelle différente de la proposition d'origine, l'équation ci-dessous donne une valeur approximative.

Dans l'équation, le coût d'une installation d'échelle **x** est C_x (l'échelle peut être une mesure de la taille ou de la **capacité de production**, mais doit avoir les mêmes unités pour les deux installations) et le coût d'une installation d'échelle **y** est C_y , que l'on peut calculer à l'aide de la formule.

$$C_y = C_x \left[\frac{y}{x} \right]^e$$

Où :

C_y : coût de l'installation y

C_x : coût de l'installation x

y : échelle de l'installation y (que ce soit **en termes de taille** ou **de capacité de production**)

x : coût de l'installation x (que ce soit **en termes de taille** ou **de capacité de production**)

e : facteur d'approximation (voir ci-dessous)

La valeur de l'exposant « e » varie d'une installation à l'autre ainsi que d'un type d'équipement à un autre. Toutefois, l'effet de **lissage** sur le coût total d'une installation **qui contient** une **certaine diversité d'éléments** est tel qu'une valeur de 0,6 pour « e » est approximativement correcte lorsque **la capacité de production** est utilisée comme paramètre de mise à l'échelle (comme c'est le cas pour la majorité des installations de raffinage et de traitement pétrochimique).

Si la capacité d'une installation est **augmentée** en **élevant la production** de l'unité principale, une valeur de « e » comprise entre 0,6 et 0,7 est appropriée.

Pour les très grandes installations, où **des** parties d'équipement doivent être dupliquées pour agrandir l'échelle, l'exposant peut être plus grand, par exemple, si **la production** est **augmentée** en **accroissant** le nombre d'unités **de production**, alors une valeur de « e » comprise entre 0,8 et 1 convient mieux.

Les utilisateurs et les décideurs doivent comprendre qu'il ne s'agit que d'une approximation. Une fois encore, l'utilisateur devra exposer clairement le moment où cette méthodologie a été appliquée

3.3.4 Résumé de la ligne directrice 7

Les points suivants résument les coûts qui doivent être définis et rapportés dans l'évaluation :

- les coûts doivent être rapportés sous forme de coûts supplémentaires **par rapport au** « cas de base »
- les données physiques et les prix doivent être rapportés
- les coûts doivent être dissociés dans la mesure du possible, mais au moins au niveau des :
 - dépenses d'investissement
 - coûts d'installation
 - équipement pour le contrôle de la pollution
 - **provision pour investissement**
 - coûts d'exploitation et de maintenance
 - coûts énergétiques
 - matériaux et services
 - coûts de main-d'œuvre
 - coûts fixes d'exploitation et de maintenance
 - coûts subséquents
- les recettes, les coûts **évités** et les bénéfices doivent être rapportés séparément
- les taxes et les subventions doivent être rapportées séparément
- les coûts indirects doivent être rapportés séparément

- les coûts externes doivent être exclus à ce stade.

Lorsque les données sur les coûts détaillés ne sont pas disponibles dans la même mesure pour toutes les options comparées, il faut apporter un soin supplémentaire à la prise de décision finale de manière à ne pas être mal orienté en raison de données manquantes.

3.4 Ligne directrice 8 – Traiter et présenter l'information sur les coûts

Une fois que l'information sur les coûts a été rassemblée, elle doit être **adaptée**, de sorte que les options alternatives considérées puissent être comparées équitablement. Il est souvent nécessaire de pouvoir gérer des problèmes tels que les différentes durées de vie d'exploitation des alternatives, les taux d'intérêt, les coûts de remboursements de prêts, les effets de l'inflation et les taux de change. L'utilisateur doit également pouvoir faire des comparaisons entre des coûts qui peuvent avoir été **obtenus** à des moments différents. **Des** méthodologies sont définies ci-dessous pour modifier et exprimer les coûts d'une manière telle que des comparaisons équitables peuvent être faites. Les méthodologies sont à nouveau **tirées** des « Lignes directrices pour définir et documenter les données sur les coûts de mesures de protection possibles » de l'Agence européenne pour l'environnement [6, European Environment Agency, 1999].

Le problème le plus important lorsqu'on l'on modifie les coûts est que les méthodologies utilisées et les étapes concernées **soient** transparentes. Il existe une certaine souplesse, par exemple, pour appliquer différents taux d'intérêt et de change en fonction des circonstances, mais tout au long de **cette étape** de l'évaluation, l'utilisateur doit justifier ses choix et garantir la transparence de tous les calculs utilisés.

3.4.1 Taux de change

Lorsque les prix ont été indiqués dans différentes devises, ils doivent souvent être convertis en une devise commune. Lors de cette conversion, l'utilisateur devra spécifier le taux de change utilisé dans le calcul, ainsi que la source et la date de ce taux de change. Une source importante des indices des prix européens et des taux de change est proposée en Annexe 10.

3.4.2 Inflation

Le niveau général des prix et les prix relatifs des biens et des services (par exemple les techniques de protection de l'environnement) changent avec le temps en raison de l'inflation. En conséquence, **on a besoin d'un moyen de comparaison de** différents coûts et bénéfices engagés ou réalisés à différents moments. **On a également besoin d'un moyen** de comparer les prix pour des options alternatives, qui peuvent avoir été indiqués à des années différentes.

L'inflation peut également être un facteur significatif dans le calcul des coûts du point de vue d'un constructeur. La construction d'une installation peut prendre un certain nombre d'années à partir du moment où le capital est **engagé**, en fonction de la taille et de la complexité de l'installation. Le coût de la main-d'œuvre et des matériaux peut augmenter **durant** de cette période de construction. Le coût final de l'installation va, en conséquence, être plus important que si l'installation avait été construite au moment où les dépenses **ont été** réellement **décidées**. Le coût théorique d'une installation obtenue et **construite** instantanément est connu sous forme de son « indice » ou coût « instantané ». Afin d'estimer le coût

« d'achèvement » monétaire final d'une installation, la connaissance de la synchronisation attendue de l'échelonnement du capital sur la période de construction, conjointement avec le taux attendu d'inflation des prix, est nécessaire. Si l'investissement du capital est échelonné, ceci peut également être calculé sous forme de la valeur actualisée **pour** l'année en cours (voir la Section 3.4.2.1).

Les méthodologies définies ci-dessous permettent à l'utilisateur **d'exprimer** des prix qui ont été indiqués pour une année **sous forme d'un prix équivalent pour** « l'année de base ». La différence entre les prix réels et les prix nominaux est expliquée dans la Section 3.4.2.2. Des informations supplémentaires sur l'utilisation des taux d'**actualisation** et d'intérêt se trouvent dans la Section 3.4.3.

3.4.2.1 Établissement des prix dans l'année de base

Les données sur les coûts disponibles pour différentes techniques de protection de l'environnement peuvent concerner différentes années. Par exemple, les coûts des biens d'équipement d'un système de contrôle de la pollution peuvent être estimés à des prix **se rapportant à** 1991, tandis que les coûts de biens d'équipement d'un autre système peuvent être estimés à des prix **se rapportant à** 1995. Une comparaison directe des deux ensembles **de données** serait donc trompeuse. De même, les données sur les coûts pour certaines mesures de protection de l'environnement peuvent n'être disponibles que pour des années différentes de l'année de base de l'étude. Par exemple, une référence peut indiquer le coût d'une partie d'un équipement de contrôle de la pollution comme étant de 1,5 million DEM en 1992, **et cependant** l'année de base de l'étude pour laquelle les données sont requises peut être 1995. En supposant que les prix ont augmenté sur la période intermédiaire, si le coût indiqué est utilisé directement dans l'étude, **il en résultera une sous-estimation**. Ou bien, si l'année de base pour l'étude est 1990 et que les coûts indiqués sont utilisés directement, **il en résultera une surestimation**.

Lorsque l'on effectue des comparaisons de coûts entre les mesures de réduction de la pollution, il est important de s'assurer que toutes les données brutes sur les coûts sont exprimées sur une base équivalente de prix, à savoir les prix d'une année commune. En outre, si les données sur les coûts doivent servir **de donnée** d'entrée dans une **quelconque** analyse économique, il est conseillé que cette année « commune » corresponde à « l'année de base » de l'analyse.

Une procédure destinée à exprimer les données brutes **de coûts dans** des prix d'une année sélectionnée est proposée ci-dessous. La procédure est **formulée** en termes de « l'année de base » d'une étude, mais elle peut se rapporter simplement à une quelconque année d'intérêt.

Pour indexer les données sur les coûts à un prix équivalent **pour** une année sélectionnée, il est nécessaire d'utiliser un indexeur de prix, que l'on peut **obtenir à travers** les deux étapes suivantes :

Étape 1 :

indexeur des prix = (indice de prix approprié pour « l'année de base » de l'analyse) / (indice de prix approprié pour l'année à laquelle les données brutes sur les coûts se rapportent)

Étape 2 :

données sur les coûts indexés = données sur les coûts originaux \times indexeur des prix

Une importante source d'indices de prix européens se trouve en Annexe 10.

Lorsque des indexations de prix ont été faites pour exprimer les données sur les coûts pour une année choisie, alors l'indice utilisé pour ces indexations doit être clairement déclaré.

3.4.2.2 Prix réels et nominaux

On recommande que les « prix réels » (parfois appelés « prix constants ») soient utilisés dans l'évaluation ; ce sont des prix recalculés sur l'année de base donnée, dans le but de tenir compte de l'inflation. Au contraire, les « prix nominaux » sont les prix qui ont été indiqués au moment de la proposition, c'est-à-dire sans une quelconque indexation sur l'inflation. Les prix réels peuvent être estimés en dévaluant les valeurs nominales avec un indice général des prix, notamment le facteur implicite de déflation **basé sur** « produit intérieur brut » ou **basé sur** « l'indice des prix à la consommation ».

Certaines relations simples pour réaliser la conversion entre les prix « nominaux » et « réels » sont données ci-dessous :

$\text{prix réel} = (\text{prix nominal d'une année donnée}) / (\text{facteur de déflation des prix pour cette année} \times 100)$

$\text{prix nominal} = \text{prix réel d'une année donnée} \times (\text{facteur de déflation des prix pour cette année} / 100)$

$\text{facteur de déflation des prix} = (\text{série de prix nominaux pour une année donnée}) / (\text{série des prix réels de cette année}) \times 100$

Le facteur de déflation des prix et la manière dont on l'a **obtenu** doivent être documentés dans l'évaluation. Une fois encore, une source utile d'indices de prix européens est proposée en Annexe 10.

Voir l'exemple ci-dessous.

Exemple

Exprimer les données d'origine sur les coûts en termes de prix équivalents pour l'année de base

[6, European Environment Agency, 1999]

Imaginons un système de **traitement** de la pollution avec des économies annuelles d'énergie de 5620 GBP (livres sterling – devise du RU) consignées aux prix courants en 1991, c'est-à-dire qu'on économise

1 GWh de fioul lourd (FL) par an au prix de 0,00562 GBP par kWh. Supposons maintenant qu'il est nécessaire d'exprimer les données sur les coûts pour ce système de **traitement** avec des prix de 1995 (étant donné que 1995 représente l'année de base pour une étude des coûts). L'indexation nécessaire est montrée ci-dessous.

Étape 1 :

indexeur des prix = (indice des prix en cours (de FL) pour le secteur industriel **au** RU (1995)) / (indice des prix en cours (de FL) pour le secteur industriel **au** RU (1991))

$$= (114,2/87,8)$$

$$\text{indexeur des prix} = \underline{1,301}$$

Étape 2 :

prix « nominal » du FL (1995) = (prix « nominal » du FL (1991) \times indexeur des prix)

$$= 0,00562 \text{ GBP/kWh (1991)} \times 1,301$$

$$= \underline{0,00731 \text{ GBP/kWh (en 1995)}}$$

Le futur prix réel d'une année donnée est égal au futur prix nominal divisé par un plus le taux d'inflation qui prévalait lors de la période considérée. En conséquence, en utilisant l'indice implicite **de déflation basé sur le PIB** désaisonnalisé aux prix du marché pour mesurer l'inflation entre 1991 et 1995 :

Prix « réel » du FL en 1995 = (prix « nominal » du FL en 1995) / (changement de l'indice **de déflation basé sur le PIB** du RU de 1991 à 1995)

$$= (0,00731 \text{ GBP/ kWh}) / (119,8/106,5)$$

$$= \underline{0,00650 \text{ GBP/kWh}}$$

Le dénominateur de l'équation ci-dessus est équivalent à :

(indice implicite **basé sur le PIB** désaisonnalisé aux prix du marché (1995)) / (indice implicite **basé sur le PIB** désaisonnalisé aux prix du marché (1991))

$$= (119,8/106,5) = \underline{1,125}$$

$$= 1 + \text{taux d'inflation entre 1991 et 1995}$$

La valeur nominale des économies d'énergie annuelles aux prix courants en 1995 est de 7310 GBP (c'est-à-dire, 1 GWh x 0,00731 GBP/kWh). En termes réels, les économies d'énergie annuelles représentent 6500 GBP (c'est-à-dire, 1 GWh x 0,00650 GBP/kWh).

3.4.3 Actualisation

3.4.3.1 Valeur actualisée

L'actualisation est le mécanisme par lequel les coûts et les bénéfices qui s'accumulent à différents moments sont pondérés de sorte qu'ils peuvent être exprimés pour la même année, puis comparés. Par exemple, la valeur d'un euro aujourd'hui sera différente de la valeur de ce même euro dans un an, en raison de l'inflation, de l'évolution des prix, ou simplement du fait que nous préférons avoir cet argent aujourd'hui plutôt que dans un an. L'actualisation permet à l'utilisateur de comparer les préférences pour dépenser cet argent soit aujourd'hui, soit dans le futur. La valeur obtenue par l'actualisation est appelée la « valeur actualisée ».

La « valeur actualisée » peut être obtenue à partir de la formule suivante :

$$\text{valeur actualisée} = \text{coût}_n / (1 + r)^n$$

Où :

Coût = coût du projet sur n années

n = durée de vie du projet (années)

r = taux d'actualisation (d'intérêt)

Pour une série de coûts qui sont engagés sur un certain nombre d'années, on peut utiliser la formule suivante :

$$\text{valeur actualisée} = \sum_{t=0}^n (\text{coût}_t / (1 + r)^t)$$

Où :

Coût_t = coût pour l'année t

t = année 0 à année n

n = durée de vie du projet

r = taux d'actualisation (d'intérêt)

3.4.3.2 Valeur actualisée nette

Afin d'évaluer et de comparer les options alternatives d'investissement, on utilise la méthode de la « valeur actualisée nette » (VAN). Celle-ci représente la valeur de l'investissement calculée sous forme d'une somme des futurs paiements actualisés moins le coût **présent** de l'investissement.

La valeur actualisée nette peut être calculée à partir de :

$$VAN = -(\text{dépenses d'investissement}) + \sum_{t=0}^n ((\text{recettes}_t \text{ nettes}) / (1 + r)^t)$$

Où :

t = année 0 à année **n**

n = durée de vie du projet

r = taux d'actualisation (d'intérêt).

La méthode de la VAN tient compte de la « valeur temporelle de l'argent ». Les paiements et les revenus sont inclus indépendamment du moment où ils sont payés ou reçus. Toutefois, la méthode dépend fortement du taux d'actualisation utilisé. Par exemple, un changement unitaire de 1 % du taux d'actualisation peut fausser les résultats de manière significative.

Ce calcul est largement utilisé pour évaluer les options d'investissement commercial et **normalement il est nécessaire** qu'une VAN positive soit obtenue avant qu'un investissement soit **décidé**. Toutefois, lors de l'évaluation d'investissements pour l'environnement, cette règle ne peut pas être appliquée, étant donné que ces investissements peuvent **tout à fait avoir** une VAN négative. Ceci est dû au fait que les bénéfices environnementaux du projet ne sont pas **valorisés monétairement** sur le marché, de sorte qu'ils ne peuvent pas être directement inclus dans le calcul. Le problème est lié à la question concernant les prix virtuels et les coûts externes, et est expliqué au Chapitre 4.

3.4.3.3 Taux d'**actualisation** et d'intérêt

Le coût du capital est différent pour différents investisseurs, de sorte que les taux d'intérêt vont différer en fonction de la personne réalisant l'investissement ou effectuant le financement. L'industrie et le commerce, les investissements agricoles, les gouvernements régionaux et locaux, le gouvernement central et les consommateurs bénéficient tous de taux d'intérêt différents. Différents taux d'intérêt sont également, de manière classique, appliqués pour tenir compte des différents risques encourus dans les projets, un taux d'intérêt supérieur étant appliqué aux investissements plus risqués. L'utilisateur doit sélectionner le taux d'intérêt le plus approprié pour l'évaluation, mais devra en justifier le choix. Toute **hypothèse** concernant le taux d'intérêt doit être clairement déclarée lors de la présentation des résultats. **Puisque** utiliser un taux d'intérêt différent peut changer significativement les résultats, **cette étape présente** une forte interaction avec l'évaluation de la viabilité économique du secteur, voir la Section 5.5.

On recommande également d'utiliser les « taux d'intérêt réels ». C'est un taux d'intérêt qui a été indexé pour éliminer l'effet de l'inflation attendue ou réelle. La variante consiste à utiliser un « taux d'intérêt nominal ». Celui-ci n'a pas été indexé pour éliminer les effets de l'inflation réelle ou attendue. Quel que soit le type de taux d'intérêt choisi, il doit être clairement déclaré dans l'évaluation et appliqué de manière constante tout au long de l'analyse. Ainsi, des taux d'intérêt réels seront utilisés en même temps que des prix réels ; des taux d'intérêt nominaux seront utilisés en même temps que des prix nominaux.

On peut calculer le taux d'intérêt réel en utilisant la formule :

$$\text{Taux d'intérêt réel} = [(1 + \text{taux d'intérêt nominal}) / (1 + \text{taux d'inflation})] - 1$$

L'encadré ci-dessous donne trois exemples de taux d'actualisation différents qui ont été utilisés dans diverses situations.

Trois exemples de taux d'actualisation différents qui ont été utilisés dans différentes situations.

[6, European Environment Agency, 1999]

« Un taux d'actualisation réel de 6 pour cent a été utilisé, comme cela est recommandé par le Ministère des Finances. Le taux peut être décrit comme étant à la fois un taux de préférence pour le présent et le coût du capital, sur la base du coût à long terme du capital avant impôt pour des projets peu risqués dans le secteur privé ».

« Un taux réel avant impôt de 6,8 pour cent a été utilisé, en supposant que le retour sur prêt avant impôt nominal est de 10 pour cent et que le taux d'inflation attendu est de 3 pour cent. Ce taux peut être considéré comme un taux d'actualisation de la consommation privé ou comme le taux de préférence privé pour le présent ».

« Un taux d'intérêt avant impôt réel de 7,43 pour cent a été utilisé. Il a été obtenu en indexant le taux de rendement nominal (8,7 pour cent) sur la plus récente émission d'obligations d'État à dix ans, pour une inflation attendue de 2,3 pour cent par an. Le rendement des obligations d'État a montré des tendances semblables au coût d'intérêt portant le capital à l'industrie. Une marge d'erreur de 1 point de pourcentage (en termes réels) a été ajoutée pour refléter le risque différentiel moyen associé au prêt à l'industrie, et les coûts au prêteur ».

Lorsque l'on utilise les taux d'actualisation ou d'intérêt, les informations supplémentaires suivantes doivent être fournies :

1. le taux d'intérêt ou d'actualisation utilisé doit être clairement déclaré. On recommande qu'un « taux d'intérêt réel » soit utilisé, c'est-à-dire un taux qui a été indexé sur l'inflation. La base du taux doit être expliquée ainsi que toute hypothèse sous-jacente. Si le taux est spécifique d'un pays, d'un secteur ou d'une société, alors cela doit être mentionné

2. la source du taux doit également être référencée
3. si des indexations quelconques ont été apportées aux taux référencés, par exemple, concernant des variations du risque du prêteur, alors ces indexations doivent être expliquées et le raisonnement en faveur de celles-ci doit être justifié
4. si les taux d'intérêt sont supposés variables, alors cela doit être mentionné, au même titre que la période à laquelle s'applique chaque taux
5. les taux d'**actualisation** et d'intérêt doivent également être appliqués avant tout impôt, c'est-à-dire qu'un taux avant impôt doit être appliqué à des données sur les coûts avant impôt.

3.4.4 Calculs des coûts annuels

Il faut de préférence calculer et présenter les données sur les coûts sous forme de coûts annuels. L'approche utilisée pour **obtenir** les coûts annuels doit être consignée, au même titre que **toutes** les **hypothèses** sous-jacentes. Ceci est effectué de manière classique en convertissant tous les mouvements de trésorerie au cours de la durée de vie économique d'une technique en un coût annuel équivalent (on utilise parfois, à la place de coûts annuels, d'autres expressions : « coût annuel uniforme équivalent », « décaissements nets annuels uniformes équivalents », « coût à l'année » ou « coût annualisé »).

Deux approches destinées à calculer le coût annuel total d'un investissement, ainsi que les calculs pour celle-ci, sont décrites ci-dessous :

Approche 1

Coût annuel total = valeur actualisée du flux de coût total (frais d'investissement plus coûts nets d'exploitation et de maintenance) x coefficient de récupération du capital, à savoir

$$\text{coût annuel total} = \left[\sum_{t=0}^n \frac{(C_t + OC_t)}{(1+r)^t} \right] \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

Où :

T = 0 année de base pour l'évaluation

C_t = frais d'investissement totaux **de** la proposition **sur** la période t (de manière classique, un an)

OC_t = coût net total d'exploitation et de maintenance **de** la proposition **sur** la période t

r = taux d'**actualisation** (d'intérêt) par période

n = durée de vie économique estimée de l'équipement en années

Les coûts nets concernent la différence entre les coûts bruts supplémentaires associés à la mise en œuvre d'une technique et les bénéfices, les recettes, et les coûts évités qui vont en résulter. Ces coûts nets peuvent être négatifs, dans ce cas alors, la technique est rentable.

Équation 3.1 : Approche 1 – Calcul du coût annuel total d'un investissement

Approche 2

Coût annuel total = coût annuel du capital (coûts du capital x coefficient de récupération du capital) + coûts annuels nets d'exploitation et de maintenance

$$\text{Coût annuel total} = C_0 \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OC$$

Où :

C₀ = coût à l'année 0 (année de base)

r = taux d'actualisation (d'intérêt) par période

n = durée de vie économique estimée de l'équipement en années

OC = coût total net d'exploitation et de maintenance (constant chaque année)

Équation 3.2 : Approche 2 – Calcul du coût annuel total d'un investissement

La première approche présente une plus grande souplesse en ce qu'elle fournit un cadre de travail pour tenir compte de manière explicite des effets des augmentations des prix réels des diverses composantes des coûts d'exploitation et de maintenance.

Manifestement, le coût annuel total calculé peut grandement varier selon les valeurs utilisées comme valeurs d'entrée dans ces équations. Lorsque l'on rapporte les données sur les coûts annuels, la démarche qui a été utilisée pour les obtenir doit être détaillée, au même titre que toutes les hypothèses sous-jacentes, y compris :

1. la durée de vie de la technique utilisée dans le calcul
2. la période de temps nécessaire pour installer l'équipement de réduction de la pollution
3. le ou les taux d'actualisation utilisés

4. les composantes pertinentes des coûts, y compris toutes les hypothèses concernant le traitement de la valeur résiduelle (de récupération).

3.4.5 Emplacement des nouvelles installations

Actuellement, les coûts d'investissement peuvent généralement être supposés identiques pour tout pays de l'UE sans que l'emplacement les modifie. Ceci peut ne pas être le cas lorsque les données proviennent d'installations hors UE [29, CEFIC, 2001]. En pratique, lorsque l'on compare le coût d'installations dans différents pays, des coefficients sont souvent utilisés pour tenir compte des différences. Dans ce cas, il faut annoncer clairement toute hypothèse et la manière dont les coefficients ont été appliqués pour garantir la transparence.

3.4.6 Autres moyens pour traiter les données sur les coûts

Bien qu'il apparaisse plus approprié d'exprimer les données sur les coûts sous forme de coûts annuels pour l'évaluation des systèmes de traitement de la pollution industrielle, il existe d'autres manières courantes et utiles d'exprimer les données, notamment :

1. **le coût par unité de produit.** Cette façon de faire sert à évaluer le caractère abordable de la technique par rapport à la valeur marchande des biens produits. Le coût unitaire peut être calculé à partir du coût annuel divisé par la meilleure estimation du taux de production moyen annuel pendant la période considérée
2. **le coût par unité de polluant réduit ou évité.** Cette formule peut être utile en tant que base pour analyser la rentabilité de la technique (voir la Section 4.1).

3.4.7 Résumé de la Ligne directrice 8

Les points suivants résument la manière dont les informations sur les coûts doivent être traitées et présentées :

- exprimer les données sur les coûts d'origine dans le niveau de prix d'une année commune
- le taux d'actualisation ou d'intérêt utilisé doit être clairement mentionné
- le « taux d'actualisation réel » et les « prix réels » doivent être utilisés
- la base du taux utilisé doit être expliquée, ainsi que toute hypothèse sous-jacente. Si le taux réel utilisé est spécifique d'un pays, d'un secteur ou d'une société, alors ceci doit être déclaré et la source du taux doit être référencée
- les taux d'actualisation et d'intérêt doivent être appliqués avant impôt
- les données sur les coûts sont de préférence calculées et présentées sous forme de coûts annuels.

3.5 Ligne directrice 9 – Attribuer les coûts à la protection de l'environnement

Les données sur les coûts rapportées doivent faire la distinction entre les ressources **financières** consommées par les techniques qui sont mises en œuvre simplement dans le but de réduire ou d'éviter les émissions de polluants, et les techniques qui peuvent être mises en œuvre pour d'autres raisons. Ces autres raisons peuvent comprendre des **dépenses** d'investissement dans les **économies** d'énergie ou les technologies de réduction des déchets, qui peuvent produire des bénéfices commerciaux qui compensent leurs coûts. Dans certains cas, il peut être utile de faire la différence entre les coûts qui sont compensés par les bénéfices commerciaux et ceux que l'on peut attribuer à la protection de l'environnement.

En général, les techniques **de traitement des rejets** ne servent en général qu'à réduire ou éviter les émissions de polluants. La totalité des **dépenses** d'investissement pour une technique **de traitement des rejets**, comprenant des coûts d'exploitation et de maintenance, peut être considérée comme des coûts environnementaux et peut être attribuée à la protection de l'environnement.

Au contraire, les difficultés surviennent lorsque l'on évalue les coûts environnementaux de mesures intégrées au procédé, étant donné que celles-ci affectent tout le processus de production, et peuvent avoir d'autres buts que la réduction de la pollution. Dans ce cas, la totalité des coûts des ressources **financières employées** ne peut pas être attribuée uniquement à la protection de l'environnement, étant donné qu'il existe d'autres bénéfices tels que les améliorations de la productivité ou une qualité améliorée des produits. Lorsque ces bénéfices conduisent à des économies supérieures au coût de la composante environnementale, alors il faut d'abord **s'intéresser à la durée de retour sur investissement**. Si celle-ci est inférieure à trois ans, alors le projet est économiquement intéressant pour l'exploitant et **on peut alors estimer, pour ce qui est d'en attribuer les coûts, qu'il n'est pour l'essentiel pas motivé** par des considérations environnementales [6, European Environment Agency, 1999]. Dans ce cas, il n'est pas nécessaire de l'évaluer davantage en utilisant la présente ligne directrice.

Dans les cas où **la durée de retour sur investissement** est plus longue, les coûts du projet proposé peuvent être comparés à ceux de projets semblables dans lesquels **il n'y a aucun intérêt dans le domaine** environnemental. La différence entre les deux **montants** peut être considérée comme la composante environnementale. Ceci complique l'évaluation et, si des comparaisons **claires** sont impossibles, alors le jugement devra **être effectué** sur la base des informations limitées disponibles.

Une fois qu'une technique a été **adoptée largement**, elle peut devenir **un standard incontournable** et des alternatives **plus respectueuses de** l'environnement peuvent cesser d'être disponibles. Lorsqu'une telle situation se produit, **on considère que les coûts de cette technique ne sont plus attribuables à la protection de l'environnement**[6, European Environment Agency, 1999].

Bien que l'attribution des coûts à la protection de l'environnement puisse ne pas toujours être **facile à mener à bien**, il est essentiel que les raisons et les justifications utilisées pour attribuer les coûts soient transparentes. L'utilisateur doit s'assurer que toute décision ou toute **hypothèse** proposée à ce stade est clairement **déclarée** dans l'évaluation.

4 ÉVALUATION DES ALTERNATIVES

Après avoir évalué pour chaque technique alternative les incidences sur l'environnement et les coûts économiques, il faut comparer les alternatives afin de déterminer laquelle, le cas échéant, répond aux critères d'une MTD. Comme cela a déjà été mentionné dans le présent document, la décision finale va reposer sur un jugement d'experts qui peut être aidé par les approches décrites ci-dessous. Le rapport coût/efficacité d'une technique est crucial pour la détermination d'une MTD et, à cet égard, il est utile de trouver la technique proposant la meilleure optimisation (bénéfices pour l'environnement) des ressources (coûts). La présente section propose des moyens pour déterminer le rapport coût/efficacité de chaque option, et comment le recours à certains points de repère ou critères de référence concernant les bénéfices pour l'environnement peut aider à déterminer une MTD. Évaluer les alternatives de cette manière peut aider à plus de transparence et de cohérence en faisant apparaître les motifs d'une décision.

La manière dont les précédents chapitres sur les impacts croisés et la méthodologie sur l'évaluation des coûts s'ajustent aux méthodologies exposées dans le présent chapitre est montrée schématiquement sur la figure 4.1 ci-dessous.

Guideline 1 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 1 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 2 Inventory of emissions: pollutant releases raw material consumption energy consumption waste	Ligne directrice 2 Inventaire des émissions : rejets de polluants consommation de matières premières consommation d'énergie déchets
Guideline 3 Calculate the cross-media effects: human toxicity global warming aquatic toxicity acidification eutrophication ozone depletion	Ligne directrice 3 Calculer les impacts croisés : toxicité pour l'homme réchauffement global toxicité aquatique acidification eutrophisation appauvrissement en ozone

photochemical ozone creation	création d'ozone photochimique
Guideline 4 Interpret the cross-media conflicts	Ligne directrice 4 Interpréter les conflits intermiliaux
Cross-media Guideline Chapter 2	Lignes directrices intermiliaux Chapitre 2

Guideline 5 Scope and identify the alternative options	Ligne directrice 5 Délimiter et identifier les options alternatives
Guideline 6 Gather and validate the cost data	Ligne directrice 6 Rassembler et valider les données sur les coûts
Guideline 7 Define the cost components: investment costs operating and maintenance costs revenues, benefits and avoided costs	Ligne directrice 7 Définir les composants des coûts : coûts d'investissement coûts d'exploitation et d'entretien recettes, bénéfices et coûts évités
Guideline 8 Process and present the cost information: exchange rates inflation establishing prices in the base an discount and interest rates calculating annual costs	Ligne directrice 8 Traiter et présenter les informations sur les coûts : taux de change inflation établissement des prix dans l'année de base taux d'actualisation et d'intérêt calcul des coûts annuels
Guideline 9 Attributing costs to environmental protection	Ligne directrice 9 Attribuer les coûts à la protection de l'environnement
Costing methodology	Méthodologie d'évaluation des coûts

Chapter 3	Chapitre 3
-----------	------------

Cost effectiveness analysis	Analyse coûts/efficacité
Apportioning costs between pollutants	Ventilation des coûts entre les polluants
Balance of costs and environmental benefits	Comparaison entre coûts et bénéfices pour l'environnement
Evaluating the alternatives	Évaluation des alternatives
Chapter 4	Chapitre 4

Figure 4.1 : Chapitre 4 Évaluation des alternatives

4.1 Analyse **coût/efficacité**

L'analyse **coût/efficacité** est une technique bien connue, fréquemment utilisée dans la préparation ou la mise en œuvre d'une politique environnementale. Le concept de base est simple : on ne peut dépenser un euro qu'une seule fois. Dans le contexte de la politique environnementale, ceci signifie que le but consiste à obtenir le rendement environnemental le plus élevé pour chaque euro investi à des fins environnementales.

La manière la plus explicite de comparer des coûts et les bénéfices d'une mesure est de monétariser les deux et de les comparer dans une analyse coûts-bénéfices (ACB). Lorsque la comparaison montre que les bénéfices dépassent les coûts, ceci indique que la mesure représente un investissement **justifié**. Si des mesures alternatives différentes donnent des résultats positifs, la mesure ayant le résultat le plus élevé est celle offrant la meilleure optimisation globale des ressources. Toutefois, une telle analyse coûts-bénéfices nécessite de nombreuses données et certains bénéfices sont difficiles à monétariser.

Une analyse **coût/efficacité** est plus simple qu'une ACB étant donné que les bénéfices environnementaux sont quantifiés, mais pas monétarisés. Ce type d'analyse est généralement utilisé pour déterminer les mesures préférables pour atteindre un **objectif** environnemental spécifique à moindre coût.

Le **rapport coût/efficacité (CE)** d'une technique est généralement défini par :

[61, Vito, et al., 2003]

$$CE = (\text{coût annuel}) / (\text{réduction annuelle des émissions}) \text{ (par exemple, 5 EUR/kg de COV réduits)}$$

Dans le contexte de la détermination d'une MTD, l'utilisation du concept de **CE** n'est pas **facile**. Toutefois, il est utile de classer les options de MTD sur la base d'un **rapport CE** croissant, par exemple pour exclure

les options qui sont déraisonnablement chères par rapport au bénéfice environnemental obtenu. Des propositions sur la manière de traiter ce problème sont présentées plus loin dans la Section 4.3.

4.2 Ventilation des coûts entre les polluants

La méthodologie pour déterminer le coût des options des MTD a été traitée dans le chapitre précédent. Dans le présent paragraphe, des informations supplémentaires sont fournies sur la manière de ventiler les coûts entre les polluants qui vont être réduits.

Dans la majorité des cas, la principale incidence sur l'environnement peut être représentée par un seul nombre (par exemple, simplement la réduction de NO_x, simplement la réduction de CO₂, simplement la somme des impacts locaux sur l'eau). Lorsqu'il existe une gamme de polluants qui vont être réduits par la mise en œuvre d'une technique, une manière de ventiler les coûts entre les différents polluants qui sont réduits est nécessaire. Par exemple, des convertisseurs catalytiques réduisent les émissions de NO_x, des COV et du CO. En conséquence, cette mesure va non seulement réduire les effets de création d'ozone photochimique (la principale raison de leur mise en œuvre), mais peut également réduire l'eutrophisation et l'acidification.

Si les coûts associés à une technique de protection de l'environnement ont été ventilés entre les polluants, la méthode de ventilation doit être décrite.

Il existe deux approches possibles pour ventiler les coûts :

- (1) Les coûts de la technique peuvent être imputés en totalité au problème de la pollution pour laquelle la mesure a été prévue à l'origine. En ce qui concerne le convertisseur catalytique, ce serait les effets de création d'ozone photochimique des polluants atmosphériques. Les effets sur d'autres polluants sont alors vus comme un bénéfice supplémentaire, exempt de coûts
- (2) Un schéma de ventilation peut être créé pour répartir les coûts entre les effets environnementaux concernés.

Lors de l'évaluation des techniques IPPC, la première approche décrite ci-dessus (à savoir (1)) est plus utile, car elle est plus transparente. Si la seconde approche est utilisée, la méthodologie doit être clairement définie lors de la restitution des résultats, afin de garantir que la méthodologie destinée à répartir les coûts est transparente et entièrement expliquée dans le rapport final.

4.3 Comparaisons entre coûts et bénéfices pour l'environnement

Lors de la détermination d'une MTD, il est nécessaire de comparer les coûts et les bénéfices ou, en d'autres termes, de trouver des techniques présentant un rapport CE raisonnablement bon. La présente section expose certaines méthodologies sur la manière d'évaluer si un rapport CE est encore raisonnable ou non.

4.3.1 Prix de référence

Les « prix de référence » sont des valeurs qui ont été utilisées pour faciliter le processus de prise de décision dans divers États membres. La terminologie utilisée ainsi que les méthodologies utilisées pour

obtenir les valeurs varient, mais une fois encore elles peuvent être un outil utile pour déterminer si oui ou non investir dans une certaine technique représente une optimisation des ressources. Les termes utilisés pour les valeurs qui sont **obtenues** pour les effets polluants comprennent les « prix virtuels » (**shadow price**), les « coûts de référence », « les prix de référence » et les « taxes ». Une fois que l'utilisateur dispose d'une valeur qui peut être attribuée à un **impact** sur l'environnement, alors cette valeur peut être utilisée de la manière décrite sur la figure 4.3. Quelques exemples comprenant la façon dont les « prix virtuels » sont **obtenus** et utilisés dans certains États membres sont exposés ci-dessous.

Danemark

Des valeurs pour les **impacts** sur l'environnement des polluants ont été utilisées dans le rapport : « En omkostningseffektiv opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelse » (**Une approche coût/efficace** de l'engagement danois sur la réduction du **CO₂**) 2003, dans lequel plusieurs mesures destinées à réduire le **CO₂** sont analysées et les coûts de ces mesures sont estimés. [50, Bjerrum, 2003].

Dans ces rapports se trouvait également un exposé sur le fait que les mesures pour la réduction du **CO₂** réduisaient également les émissions de **SO₂** et de **NO_x** **qui**, en conséquence, sont considérées comme des effets secondaires positifs. Deux techniques différentes d'évaluation (coûts de la réduction de la pollution et coûts des dommages) sont utilisées pour **obtenir** une valeur concernant l'effet des polluants :

(1) la réduction des **NO_x** et de **SO₂** intervient dans une centrale électrique dans le but d'atteindre des quotas de **NO_x** et de **SO₂** (qui ne sont pas transférables). Les valeurs économiques de **NO_x** et de **SO₂** reflètent les coûts **de respect de ses quotas par l'exploitant** (c'est-à-dire les coûts marginaux de réduction des émissions d'une autre manière). Pour ce qui est du **SO₂**, les coûts marginaux sont **valorisés au niveau de** la taxe sur le **SO₂**, introduite en 2000 à un taux de 10 DKK/kg de **SO₂**. Pour ce qui est des **NO_x**, les coûts marginaux sont estimés représenter 14,5 DKK/kg. Cette valeur se fonde sur les coûts d'installation d'un système d'élimination des oxydes d'azote sur une centrale à charbon.

(2) Les coûts proviennent de ExternE et sont définis à 30 DKK/kg pour le **SO₂** et à 35 DKK/kg pour les **NO_x**. **Le rapport reconnaît** que ces coûts **sont** soumis à une incertitude importante.

Royaume-Uni

L'Agence pour l'environnement pour l'Angleterre et le Pays de Galles est actuellement en train de **calculer** des « coûts de référence » basés sur les coût d'investissements dans **des technologies similaires** qui ont déjà été **mises en oeuvre**. L'Agence est en train de constituer une base de données des coûts des technologies de réduction de la pollution au fur et à mesure qu'elles sont installées. Il est envisagé que les informations de cette base de données aident à garantir qu'il existe une meilleure cohérence entre les investissements attendus dans différents secteurs industriels. Ces coûts sont indicatifs du niveau historique de dépense pour contrôler un certain polluant et peuvent être utilisés comme valeurs-**guide** pour déterminer si les coûts d'investissement futurs sont raisonnables.

Suède

Une illustration de la manière dont les valeurs de référence ont été utilisées en Suède est définie ci-dessous [58, Ahmadzai, 2003] :

Souvent, une mesure de protection de l'environnement a pour résultat la réduction de polluants ayant un impact sur plusieurs milieux. Le calcul du « coût de réduction de la pollution » peut être illustré par les deux exemples suivants :

- Supposons un coût annuel de 1 million (1 000 000) EUR pour réduire les émissions de NO_x de 200 tonnes/an (c'est-à-dire à un coût de 5 EUR/kg (approximativement 1 EUR/kg de plus que la **taxe** de 4 EUR/kg ; la **taxe** a pour but d'encourager les réductions de divers polluants et d'être reversée à l'industrie). En outre, on suppose que dans ce cas, les odeurs sont également sensiblement réduites.

Une technique coûtant jusqu'à 4 EUR/kg de NO_x semble normalement intéressante étant donné qu'elle évite la **taxe**. La différence entre le coût réel et le coût qui serait normalement intéressant est envisagée par rapport aux autres bénéfices. Dans ce cas, une réduction de 200 tonnes de NO_x par an à 4 EUR/kg est égale à une réduction de 800 000 EUR de la **taxe**. Si l'on fait valoir que la réduction des odeurs, à un coût de 200 000 EUR par an (c'est-à-dire entre 1 000 000 EUR et 800 000 EUR), est souhaitable, alors l'investissement dans son ensemble peut se justifier.

- Supposons que pour un coût annuel de 1,2 million EUR, les NO_x sont réduits de 250 tonnes/an et également que, au même moment, le soufre est réduit de 100 tonnes/an. Avec un impôt sur les NO_x de 4 EUR/kg et la taxe sur le soufre de 3 EUR/kg, l'évaluation **se ferait** alors comme ci-après :

Coût annuel pour l'investissement et l'exploitation = 1 200 000 EUR

Valeur de 100 tonnes de soufre à 3 EUR/kg = 300 000 EUR

Solde attribué à la réduction des NO_x = 900 000 EUR

Coût de réduction unitaire pour les NO_x = 3,6 EUR/kg (ceci est en dessous de la **taxe** à 4 EUR/kg) et l'investissement représente une optimisation des ressources.

Conclusion : la réduction d'autres polluants dans divers milieux peut être prise en compte en ce qui concerne les prix virtuels (**taxes**) et évaluée à la lumière de l'avantage cumulatif offert par un investissement.

REF: Rapport suédois EPA 4705 Beräkningar av kostnader för miljöskyddsinvesteringar ; 1996/03

Il existe également en Suède des valeurs utilisées à des fins de planification. Les valeurs clés suivantes concernant divers polluants sont recommandées dans le rapport SIKÅ 2000:3 « ASEK Kalkylvärden i Sammanfattning », avril 2000, et sont présentées avec des valeurs **réelles** utilisées dans les impôts et taxes en Suède. [51, Ahmadzai, 2003] :

Estimation des polluants atmosphériques, SEK/kg (prix de 1999 pour les impacts régionaux) :

NO_x = 60 SEK/kg (impôt **réel** de 40 SEK/kg qui est reversé à l'industrie)

SO₂ = 20 SEK/kg (taxe **réelle** prélevée de 15 SEK/kg de SO₂ ou 30 SEK/kg de S)

COV = 30 SEK/kg (aucune taxe ni impôt appliqué, mais 50 à 100 SEK/kg de COV considérés « supportables » pour divers secteurs industriels/diverses applications industrielles)

CO₂ = 1,5 SEK/kg

Un taux d'**actualisation** d'intérêt (réel) de 4 % est recommandé.

L'exemple ci-dessous donne une illustration de la manière dont un choix de technologie, tenant compte des **impacts croisés**, peut être facilité en utilisant l'approche suédoise. Le coût d'investissement concerne une certaine capacité d'exploitation industrielle. L'annualisation du coût tient compte d'un coefficient de récupération du capital.

Le tableau 4.1 présente les émissions ou consommations unitaires provenant de deux options technologiques proposant des capacités de production **réelles** équivalentes en tonnage, mais différentes en volumes.

Le tableau 4.2 compare ces options en utilisant les prix virtuels et les impôts classiques pour la Suède.

Le tableau 4.3 illustre le bénéfice annuel pouvant **provenir** des options et les met en relation avec le coût d'investissement annualisé des deux options, et résume également le rapport bénéfice/investissement permettant **ainsi** de proposer un outil d'aide à la décision pour évaluer les alternatives. Les **questions** nécessitant une **justification** lors de la **procédure** d'autorisation sont essentiellement **celles** nécessitant une priorisation au niveau de la décision locale. **Elles** ont tendance à couvrir principalement :

- le prix virtuel valable ou **justifiable** considéré
- les polluants que l'on juge prioritaires pour un **permis** particulier
- le coefficient de récupération économique pertinent (considéré raisonnable par rapport à l'exploitant, les autorités de négociation et **émettant l'autorisation**)
- une combinaison judicieuse de ce qui précède.

Unités par an	Avant projet	Option 1	Option 2
Production, m ³	625 000	1 500 000	1 250 000
Production, t	56 000	59 000	59 000
Paramètres environnementaux			
SO ₂	250	168	82
NO _x	30	30	10
CO ₂	24 000	700	23 000
Poussières	380	100	280
Phénol	27	25	2
Ammoniac	52	34	18
Formaldéhyde	15	15	0
COV	94	74	20
DBO	100	10	15
P _{tot}	20	2	10
N _{tot}	50	5	20
Eau	23 000	23 000	10 000
Déchets	100 000	34 000	30 000
Énergie en MWh/an	44 210	40 000	44 210

Tableau 4.1 : Données sur les émissions et la consommation pour deux options technologiques 1 et 2

	Coût virtuel	Réduction	Coût virtuel équivalent en	Réduction	Coût virtuel équivalent en
--	--------------	-----------	----------------------------	-----------	----------------------------

	EUR/unité	unitaire par an Option 1	EUR/an	unitaire par an Option 2	EUR/an
SO ₂	1 500	82	123 000	168	252 000
NO _x	4 000	0	0	20	80 000
CO ₂	150	23 300	3 495 000	1 000	150 000
Poussières	10	280	2 800	100	1 000
Phénol	Voir COV	2		25	
Ammoniac	Voir COV	18		34	
Formaldéhyde	Voir COV	0		15	
COV	5 000	20	100 000	74	370 000
DBO	810	90	72 900	85	68 850
P _{tot}	23 000	18	414 000	10	230 000
N _{tot}	11 000	45	495 000	30	330 000
Eau	1		0	13 000	13 000
Déchets	100	66 000	6 600 000	70 000	7 000 000
Énergie en MWh/an	2	4 210	8 420	0	0
Total des « bénéfiques » des coûts tous milieux, EUR/an			11 311 120		8 494 850

Tableau 4.2 : Comparaison des options technologiques 1 et 2 à l'aide des coûts virtuels

Indicateur		Option 1	Option 2
Total des « bénéfiques » tous milieux, EUR/an		11 311 120	8 494 850
INVESTISSEMENT (EUR)		30 023 000	31 000 000
Coefficient de récupération du capital, 10 %, 10 ans	0,16275		
Investissement annualisé (EUR/an)		4 886 243	5 045 250
Rapport bénéfice/investissement		2,31	1,68

Tableau 4.3 : Comparaison des coûts et des « bénéfiques »

Conclusion : dans le cas ci-dessus, l'option 1 propose un meilleur équilibre entre les coûts et les bénéfiques, comme le montre un rapport des bénéfiques de 2,31 contre 1,68.

Belgique

Les « valeurs de référence indicatives » hollandaises (expression utilisée pour les prix virtuels) ont été utilisées pour déterminer une plage de **rapports coût/efficacité** pour les COV, les matières particulaires, les NO_x et le SO₂ [53, Vercaemst, 2003]. La plage se base sur un échantillon de mesures de réduction qui ont été mises en œuvre dans des cas pratiques aux Pays-Bas. Elle montre les niveaux de **rapport coût/efficacité** acceptables au moment de la mise en œuvre. Cette méthodologie a été utilisée pour déterminer quel niveau de **rapport coût/efficacité** est toujours « raisonnable ». Dans ce but, il était évident que seule la valeur la plus élevée de la plage de **rapport coût/efficacité** échantillonnée était critique et que les « valeurs de référence indicative » étaient en conséquence basées sur ces valeurs les plus élevées. Elles ont été **obtenues** en excluant les mesures mises en œuvre pour des objectifs extrêmement spécifiques.

L'approche indique les mesures qui sont les **rapports coût/efficacité les plus élevés** par rapport aux « valeurs de référence indicatives » et sont en conséquence, en théorie, acceptables et raisonnables. Les mesures ou les techniques qui **ont des rapports coût/efficacité moins élevés** que les valeurs de référence indicatives sont considérées, en théorie, inacceptables et peu raisonnables. Les valeurs de référence doivent être considérées comme « théoriques » et « indicatives », étant donné qu'elles ne peuvent qu'indiquer ce qui est raisonnable et ce qui ne l'est pas ; elles ne peuvent

pas être utilisées dans toutes les circonstances comme des points limites définitifs. Il doit y avoir une certaine souplesse dans leur application pour les cas spécifiques.

Valeurs de référence pour les rapports coût/efficacité totaux

Composant	Valeur de référence indicative (EUR/kg de réduction des émissions)
COV	5 ^a
Matières particulaires	2,5 ^b
NO _x	5
SO ₂	2,5
^a En excluant les mesures intégrées et les cas où des COV dangereux tels que le benzène sont émis. ^b En excluant la réduction de composants spécifiques de matière particulaire, notamment les métaux lourds, pouvant justifier des valeurs significativement inférieures pour les rapports coût/efficacité acceptables.	

Tableau 4.4 : Valeurs de référence indicatives pour les rapports coût/efficacité totaux

Des renseignements détaillés sur la manière dont ces valeurs ont été obtenues se trouvent dans le document InfoMil [54, Infomil, 2001].

Valeurs de référence pour les rapports coût/efficacité marginaux

Il peut s'avérer nécessaire de considérer également le rapport coût/efficacité marginal d'une technique. L'effet marginal est défini ici comme la différence entre l'effet du remplacement ou de l'amélioration de la mesure existante et celui de la mesure existante. Le rapport coût/efficacité marginal est ensuite défini comme le quotient du coût marginal et de l'effet marginal. Le tableau ci-dessous répertorie les valeurs de référence

limites supérieures et inférieures concernant **le rapport coût/efficacité marginal**. Ces limites sont définies respectivement à 1,5 fois la valeur de référence indicative du tableau 4.4, et 4 fois la valeur de référence indicative.

Dans une nouvelle installation, en général, le seul critère est **le rapport coût/efficacité total**. Dans une installation existante où des mesures environnementales existantes sont améliorées ou renouvelées, il est nécessaire d'évaluer **le rapport coût/efficacité** tant total que marginal.

Composant	Limite inférieure pour le rapport coût/efficacité marginal (EUR/kg de réduction des émissions)	Limite supérieure pour le rapport coût/efficacité marginal (EUR/kg de réduction des émissions)
COV	7,5	20
Matière particulaire	3,75	10
NO _x	7,5	20
SO ₂	3,75	10

Tableau 4.5 : Valeurs de référence indicatives pour le rapport coût/efficacité marginal

Le processus de prise de décision

La figure 4.2 illustre la manière dont les valeurs de référence, tant pour **le rapport coût/efficacité marginal que total**, peuvent être utilisées.

Calculation of total cost effectiveness	Calcul du rapport coût/efficacité total
Total cost effectiveness = indicative reference value ?	Rapport coût/efficacité total = valeur de référence indicative ?
No	Non
Yes	Oui
Calculation of marginal cost effectiveness	Calcul du rapport coût/efficacité marginal

marginal cost effectiveness = 1,5 x indicative reference value ?	Rapport coût/efficacité marginal = 1,5 x la valeur de référence indicative ?
marginal cost effectiveness = 4 x indicative reference value ?	Rapport coût/efficacité marginal = 4 x la valeur de référence indicative ?
Cost effectiveness acceptable	Rapport coût/efficacité acceptable
Postpone investment	Remettre l'investissement à plus tard
Cost effectiveness unacceptable	Rapport coût/efficacité inacceptable

Figure 4.2 : Processus de prise de décision pour évaluer le rapport coût/efficacité

Utilisation des valeurs de référence dans la détermination d'une MTD dans les Flandres

Depuis 1995, les autorités flamandes ont mandaté le Vito pour déterminer une MTD au niveau des secteurs. Comme en 2004, le centre d'information sur les MTD du Vito a publié des rapports sur les MTD sur 30 secteurs principalement non IPPC. Pour chaque secteur, une procédure par étapes est suivie pour déterminer une MTD. Une de ces étapes est l'évaluation de la disponibilité économique des options alternatives considérées. Le Vito considère qu'une option ne peut être jugée comme étant économiquement acceptable que si : (i) il est réalisable pour une société moyenne bien gérée du secteur de mettre en œuvre la technique et (ii) si le rapport coût/efficacité est raisonnable. Une analyse détaillée est réalisée uniquement dans les cas où l'acceptabilité économique est sujette à caution. Le secteur des installations de combustion représentait l'une de ces activités pour lesquelles cette analyse économique était nécessaire. Cet exemple provient du rapport « Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren » (« Meilleures techniques disponibles pour les installations de combustion et les moteurs stationnaires »). [52, Gooverts, et coll., 2002].

Ce rapport évalue les fours industriels d'une capacité de 100 kWh ou plus, ainsi que les moteurs stationnaires (moteurs à essence, moteurs diesel, turbines à gaz) avec un rendement minimal de 10 kW. L'attention est dirigée sur les techniques destinées à réduire les émissions de NO_x et de SO₂. Pour les options alternatives considérées, les coûts annuels totaux (coûts d'investissement et d'exploitation) ont été établis ainsi que les efficacités des réductions. Pour ce qui est de l'évaluation du rapport coût/efficacité, on a utilisé les valeurs de référence hollandaises pour le tableau 4.4. sur le rapport coût/efficacité total.

Par exemple :

- polluant NO_x
- installation charbon, > 600 MW
- technique brûleur à faible taux d'émission de NO_x
- **rapport coût/efficacité** 1,3 EUR/kg de NO_x réduit.

Essai : 1,3 EUR/kg < 5 EUR/kg ; en conséquence, **le rapport coût/efficacité** de cette technique est considérée comme raisonnable (+). Le tableau ci-dessous répertorie les résultats de l'analyse réalisée pour les Flandres.

Technique	Installation au charbon pour une capacité thermique supérieure à (MW)					Installation au combustible liquide pour une capacité thermique supérieure à (MW)					Installation au gaz naturel pour une capacité thermique supérieure à MW)				
	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600
NO _x															
Recirculation des gaz de combustion						+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Air additionnel pour la combustion + recirculation des gaz de combustion						+	+	+	+	+					
Brûleur à faible taux d'émission de NO _x	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
Brûleur à faible taux d'émission de NO _x + air additionnel pour la combustion	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+					

Rebrûlage (reburning)	+	+	+	+	+										
SNCR	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Faible dégagement de NO_x + recirculation des gaz de combustion						-	+	+	+	+					
Rebrûlage à faible taux d'émission de NO_x						-	+	+	+	+					
Brûleur à faible taux d'émission de NO_x + SNCR											-	-	+	+	+
Brûleur à faible taux d'émission de NO_x + air additionnel pour la combustion + SNCR	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+					
Faible dégagement de NO_x + recirculation						-	+	+	+	+					

des gaz de cheminée + SNCR															
SCR	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
Brûleur à faible taux d'émission de NO _x + SCR	-	-	+	+	+										
Brûleur à faible taux d'émission de NO _x + air additionnel pour la combustion + SCR	-	-	+	+	+										
SO ₂															
Injection d'adsorbants secs	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Tour de pulvérisation semi-humide ou sèche	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Dépoussiérage humide à l'ammoniaque	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Calcaire (pierre) à	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-

chaux) dépoussiéreur par voie humide															
Double alcali dépoussiéreur par voie humide	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Procédé de Wellman Lord régénérateur	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Techniques combinées NO _x /SO ₂															
Charbon actif	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Injection d'alcali	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Élimination de SONO _x -WSA- SNO _x	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<p>+ : rapport coût/efficacité raisonnable</p> <p>- : rapport coût/efficacité peu raisonnable</p>															

Tableau 4.6 : Évaluation du rapport coût/efficacité des techniques de réduction des NO_x et du SO₂ concernant des installations de combustion dans les Flandres à l'aide de valeurs de référence indicatives.

4.3.2 Coûts externes

Une autre manière d'évaluer si une mesure **présente une efficacité correcte** consiste à comparer les coûts de la mesure avec le coût social du dommage causé à l'environnement qui est évité en mettant en œuvre la mesure. Afin de pouvoir réaliser cette comparaison, il doit exister un mécanisme d'attribution d'une valeur économique à la pollution qui serait évitée. Diverses méthodologies ont été élaborées pour **obtenir** des valeurs économiques concernant les effets de la pollution.

La Commission Européenne (DG Environnement) a **obtenu** des coûts externes concernant certains polluants atmosphériques. **Dans le cadre** de l'élaboration d'une analyse coûts-bénéfices **pour** le programme **Clean Air For Europe (CAFE)**⁶, un rapport spécial a été préparé⁷ pour fournir **une compilation de données simple et prête à l'emploi pour** l'estimation des coûts externes de la pollution atmosphérique. Les coûts externes n'ont été **obtenus** que pour quelques polluants atmosphériques et n'ont pas été **obtenus** pour d'autres milieux environnementaux⁸.

Les méthodologies utilisées pour **obtenir** les valeurs suivaient les méthodologies de base mises au point par le projet ExternE⁹, mais la méthodologie acceptée pour l'évaluation et l'estimation de l'impact dans l'analyse CAFE-CBA signifie que les procédés utilisés pour quantifier les impacts et réaliser l'estimation ont été soumis à un examen et **une revue par les pairs**¹⁰ plus approfondis que **les habitudes passées**.

Le travail de modélisation qui a été mené pour **obtenir** ces chiffres suggère que les résultats générés quantifient une grande partie des dommages totaux pour la majorité des polluants considérés bien que certains effets qui sont indéniablement importants soient omis. Le polluant pour lequel les omissions les plus graves **sont constatées** est probablement les COV, en raison de l'échec à tenir compte des aérosols organiques et, **également**, de l'échec à tenir compte des impacts associés à l'exposition à long terme (chronique) à l'ozone, le cas échéant.

L'effet de l'omission des impacts doit être envisagé dans le contexte de toute la plage d'incertitudes de l'évaluation comprenant les **hypothèses** de modèles et les incertitudes statistiques qui peuvent tirer les résultats soit à la hausse, soit à la baisse. Il est important de souligner que les coûts externes du CAFE CBA ne concernent que la santé humaine. Les externalités des écosystèmes n'ont pas pu être monétisées en raison d'un **manque** de données¹¹.

L'**obtention** de ces valeurs est un procédé complexe qui implique une analyse détaillée des impacts prévus du rejet de ces polluants. Des procédés pour calculer les valeurs suivent la démarche **« chemin des impacts (impact pathway) »**, qui concerne le suivi des émissions par la dispersion et la chimie environnementale, jusqu'à leur impact sur des récepteurs sensibles (calculé en utilisant des fonctions exposition - réponse). Les valeurs présentées en Annexe 12 du présent document sont extraites du rapport du CAFE CBA datant de mars 2005. Elles seront soumises à un futur examen et une mise à jour.

⁶ Voir <http://europa.eu.int/comm/environemnt/air/cafe/activities/cba.htm>

⁷ Service Contract for Carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) Programme – Damages per tonne emissions of PM_{2.5}, NH₃, SO₂, NO_x and VOC from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas. March 2005, AEA Technology Environment.

⁸ Voir également <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/> et <http://www.cafe-cba.org/>

⁹ Pour plus d'informations sur le projet ExternE, visiter le site <http://externe.jrc.es/>

¹⁰ Krupnick et al (2004), Peer review of the methodology of cost-benefit analysis of the clean air for Europe programme. Article préparé pour la Commission Européenne, octobre 2004 : <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/krupnick.pdf>.

¹¹ Service Contract for Carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme – Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE : Volume 3 : Uncertainty in the CAFE CBA : Methods in the first analysis. April 2005, AEA Technology Environment.

De **nombreuses hypothèses** ont été **faites** au sein de ces analyses, tant lors de l'établissement des effets environnementaux prévus que **des calculs** des valeurs pour ces effets prévus, de sorte que les utilisateurs doivent être conscients des considérables incertitudes entourant les valeurs **obtenues** et doivent utiliser ces nombres avec précaution. Pour une application par des décideurs, on recommande que **des intervalles** soient utilisés et que les sensibilités soient explorées, en raison des incertitudes importantes qui affectent l'analyse des coûts externes. En gardant ces incertitudes à l'esprit, ces points de repère peuvent représenter encore un guide utile lors de discussions pour déterminer si la mise en œuvre d'une technique représente une optimisation des ressources.

Bien que les données soient limitées à NH₃, NO_x, PM_{2,5}, SO₂ et aux COV, les renseignements fournissent un point de départ utile pour des discussions.

La figure ci-dessous montre la manière dont les chiffres peuvent être utilisés comme référence pour comparer **le rapport coût/efficacité** de la mise en œuvre de diverses mesures.

Cost effectiveness (EUR/tonne NO _x abated)	Rapport coût/efficacité (EUR/tonne de NO _x réduits)
Approximate ranges...	Les intervalles approximatifs de valeurs dans les 25 pays de l'UE (sauf Chypre) avec des ensembles différents d'analyse de sensibilité, s'étendent jusqu'à 15 000, 18 000 et 26 000 EUR/t respectivement, la borne supérieure des intervalles n'étant pas montrée
Refineries 200 SCR mg/m ³ (Fr.ex)	Raffineries ramenant leurs rejets à 200 mg/m ³ par SCR (exemples français)
Japanese refinery SCR 65 mg/m ³	Raffinerie japonaise ramenant ses rejets à 65 mg/m ³ par SCR
LCP 800 MWth+SCR	GIC 800 mWh + SCR
Cement SCR (Aus.eval)	Ciment SCR (évaluation autrichienne)
HNO ₃ SCR (CRI)	HNO ₃ SCR (CRI)
Glass SCR (2-1 to 0.5 g/m ³)	Verre SCR (de 2-1 à 0,5 g/m ³)
Glass SCR (1-0.7 to 0.5 g/m ³)	Verre SCR (de 1-0,7 à 0,5 g/m ³)
Glass (euroglass example)	Verre (exemple d'Euroglass)
Waste (1 Fr example/SCR)	Déchets (1 exemple français/SCR)
NO _x abatement techniques	Techniques de réduction des NO _x

Figure 4.3 : Données de **rapport coût/efficacité** concernant certaines techniques de réduction des NO_x

Les données utilisées sur cette figure n'ont que des fins illustratives (elles couvrent une plage de différents secteurs et ceux-ci ne sont pas forcément comparés entre eux). Les données proviennent des informations rassemblées pour l'élaboration du « BREF concernant les raffineries de pétrole et de gaz » [23, EIPPCB, 2001] et elles se basent sur les coûts provenant de la conférence NOxCONF en 2001¹² ; la méthodologie pour calculer les coûts est antérieure à la méthodologie d'évaluation des coûts décrite dans le présent document, et en conséquence n'a pas été validée par rapport à celle-ci. Toutefois, les données illustrent bien la manière dont les données sur les coûts et les prix externes peuvent être comparées. Ceci permet à l'utilisateur d'évaluer si le bénéfice environnemental apporté par la mise en œuvre de la technique représente une optimisation des ressources. L'évaluation des options de cette manière peut s'avérer utile lors de l'élaboration de la justification concernant le choix de la technique préférée.

4.3.3 Conclusion sur l'évaluation des alternatives

Classer les alternatives selon leur **rapport coût/efficacité** peut être une manière utile d'identifier le meilleur équilibre entre le coût d'une technique et les bénéfices environnementaux **que sa** mise en œuvre va apporter. Certains problèmes à envisager lors du classement des alternatives sont exposés ci-dessus, mais l'utilisateur devra décider **de la méthode la plus appropriée**. Évaluer **le rapport coût/efficacité** des alternatives considérées peut s'avérer utile en ce que cela apporte une manière structurée de déterminer la technique préférée et de définir la justification du choix de cette technique.

Les lignes directrices **pour les impacts croisés** du Chapitre 2 permettent à l'utilisateur **d'établir** les problèmes environnementaux critiques et, en conséquence, **définisse** les priorités environnementales. La méthodologie d'évaluation des coûts du Chapitre 3 permet à l'utilisateur **de déterminer** les coûts des techniques et qu'il compare le coût des alternatives d'une manière impartiale. Le Chapitre 4 — Évaluation des alternatives, cherche des moyens **de considérer ensemble les impacts environnementaux et les coûts**. L'évaluation **du rapport coût/efficacité** des techniques et également la valeur du bénéfice environnemental qui va être apporté par la mise en œuvre de la technique peuvent s'avérer utiles pour mettre au point la justification de la décision.

L'évaluation de la rentabilité est **relativement** direct et très utile lorsque plusieurs techniques sont considérées. Si des coûts externes sont disponibles, alors ceux-ci peuvent être utilisés pour guider utilement le processus de prise de décision. Il existe plusieurs points de repère différents pour **le rapport coût/efficacité, notamment** les coûts externes et les prix virtuels. Bien qu'il puisse exister des incertitudes considérables dans les valeurs qui ont été **obtenues**, elles peuvent être très utiles pour évaluer les bénéfices de la mise en œuvre d'une technique et lors des délibérations visant à déterminer si la mise en œuvre de la technique représente une optimisation des ressources. Cette méthodologie est, bien sûr, limitée à un petit nombre de polluants pour lesquels les valeurs ont été **obtenues**.

L'évaluation des compromis qui doivent être faits entre les incidences sur l'environnement et les coûts des techniques alternatives peut être complexe. Il est impossible d'anticiper la totalité des éventualités possibles dans une méthodologie telle que celle-ci, et lorsqu'il existe des points faibles, ceux-ci ont été soulignés dans le texte. Bien qu'un certain jugement professionnel soit vraisemblablement nécessaire lors de l'identification de l'option qui représente la meilleure alternative, les méthodologies exposées dans le présent chapitre vont aider l'utilisateur à avoir un jugement objectif sur la manière d'équilibrer les coûts et

¹² NOXCONF Conference 2001 (International Conference on Industrial Atmospheric Pollution – NO_x and N₂O emission control).
<http://www.infomil.nl/legsys/noxconf/index.html>

les bénéfiques. Les méthodologies permettent également que la justification soit clairement définie et permettent d'établir une piste d'audit transparent pour toute décision prise.

5 VIABILITÉ ÉCONOMIQUE DANS LE SECTEUR

5.1 Introduction

Dans la définition d'une MTD dans la directive, il est nécessaire que les techniques **déclarées comme MTD** soient celles élaborées à une échelle permettant une mise en œuvre dans le secteur industriel pertinent dans des conditions économiquement et techniquement viables (voir ci-dessous la définition de « disponibles » extraite de la directive). Il est difficile de déterminer si la mise en œuvre d'une MTD dans un secteur est « économiquement viable » (que ce soit une technique ou une combinaison de techniques qui doivent être mises en œuvre) en raison de la diversité des secteurs industriels couverts par la directive. Le présent chapitre permet de proposer un cadre de travail pour structurer le débat lors d'une tentative pour déterminer si la mise en œuvre d'une technique est « économiquement viable dans le secteur ».

Définition de la Directive de « Disponibles » dans Meilleures Techniques Disponibles :

Par « disponibles », on entend les techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages, que ces techniques soient ou non utilisées ou produites sur le territoire de l'État membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables,

Une évaluation de la viabilité économique fait partie de la détermination d'une MTD au sens général au niveau des secteurs (BREF) ; la directive **ne prévoit rien au sujet d'une telle** évaluation lors de la détermination des conditions d'autorisation pour une installation individuelle. Une analyse approfondie ne sera nécessaire que lorsque les techniques proposées vont introduire un changement fondamental dans le secteur industriel, et/ou si les propositions sont litigieuses.

La charge de la preuve pour établir que la technique n'est pas économiquement viable repose sur la partie soulevant le problème (en général l'industrie) étant donné **que celle-ci** doit avoir des raisons pour **soulever** des objections, et la preuve nécessaire, ou un accès à celle-ci, pour corroborer leurs objections.

Les problèmes exposés ci-dessous définissent un cadre de travail qui permet que l'évaluation de la viabilité économique soit entreprise et que la preuve soit définie. Une fois que l'évaluation a été achevée, le groupe de travail technique pertinent peut envisager de décider si oui ou non, **éventuellement comment**, ces problèmes affectent la détermination d'une MTD.

Le jugement d'experts a joué un rôle important dans l'évaluation de la viabilité économique au sein du **processus d'écriture des** BREF. Certains États membres ont l'habitude d'utiliser des méthodologies plus structurées et certaines d'entre elles sont incluses dans le présent document. Les quatre facteurs identifiés ci-dessous sont supposés représenter les problèmes les plus significatifs à considérer dans l'évaluation de la « viabilité économique dans le secteur » :

- **la structure de l'industrie**
- **la structure du marché**

- la résilience
- la vitesse de mise en œuvre

La manière dont ces problèmes s'ajustent ensemble dans cette évaluation est montrée schématiquement sur la figure 5.1 ci-dessous. Décider si les investissements proposés sont viables dépend de la capacité qu'a le secteur à absorber les coûts supplémentaires, ou à transférer ces coûts sur le client ou les fournisseurs. L'aptitude du secteur à répercuter les coûts dépend de la « structure de l'industrie » et de la « structure du marché », tandis que l'aptitude du secteur à absorber les coûts dépend de la « résilience » du secteur. Si, après avoir considéré ces problèmes, l'ensemble des MTD est déterminé comme étant viable, il peut s'avérer nécessaire de considérer une **échelonnement dans le temps** pour la mise en œuvre des techniques afin de faciliter leur introduction dans le secteur, **et il s'agit de** la « vitesse de mise en œuvre ».

Identify the costs of implementing the package of BAT options for the sector Chapter 3	Identifier les coûts de mise en œuvre de l'ensemble des MTD pour le secteur Chapitre 3
Can the costs be transferred to the customer and/or suppliers? Section 5.2 Industry Structure Section 5.3 Market Structure	Les coûts peuvent-ils être transférés vers le client et/ou les fournisseurs ? Section 5.2 Structure de l'industrie Section 5.3 Structure du marché
Can the costs be absorbed by the industry ? Section 5.4 Resilience	Les coûts peuvent-ils être absorbés par l'industrie ? Section 5.4 Résilience
Determine if the techniques are Economically Viable Section 5.5 Speed of implementation (If there is a need to determine a more reasonable implementation period)	Déterminer si les techniques sont économiquement viables Section 5.5 Vitesse de mise en œuvre (s'il est nécessaire de déterminer une période de mise en œuvre plus raisonnable)
Evaluation economic viability Chapter 5	Évaluation de la viabilité économique Chapitre 5

Figure 5.1 : Évaluation de la viabilité économique pour le secteur

Chacun des quatre facteurs est exposé plus en détail ci-dessous. Même s'il va y avoir inévitablement d'autres problèmes pouvant être importants pour certains secteurs, le fait de limiter le débat à ces quatre facteurs clés va améliorer l'objectivité du processus de prise de décision et permettre de garantir que tous les secteurs peuvent être traités de manière uniforme.

L'évaluation va, dans de nombreux cas, être un processus basé sur le jugement et, comme c'est souvent le cas, des données complètes risquent de ne pas être disponibles, ou peuvent être sujettes à de grandes incertitudes. Ces limitations vont devoir être comprises dès le début de l'évaluation de la viabilité économique et clairement énoncées dans le rapport pour garantir la transparence.

5.2 Structure de l'industrie

La « structure de l'industrie » décrit les caractéristiques socio-économiques du secteur considéré et les caractéristiques techniques des installations dans le secteur. Ces caractéristiques donnent un certain aperçu de la structure de l'industrie et de la facilité avec laquelle les nouvelles techniques de MTD peuvent être mises en œuvre.

5.2.1 Description de la structure de l'industrie

La prise en compte des problèmes suivants est utile lorsque l'on essaie de décrire la structure de l'industrie :

Taille et nombre des installations dans le secteur – Dans certains secteurs tels que « le fer et l'acier » et « les raffineries », les installations intégrées à grande échelle sont classiques, tandis que dans d'autres secteurs tels que « l'élevage intensif », les installations beaucoup plus petites sont la norme. Plus encore, le secteur peut être caractérisé par un mélange de grandes et petites installations, comme c'est le cas pour les secteurs des « textiles » et des « pâtes et papiers ».

Des installations de tailles différentes peuvent réagir différemment à la mise en œuvre d'une MTD. Des installations plus grandes peuvent fournir des économies d'échelle, mais les coûts de capital pour l'équipement vont en général être élevés et les délais d'approvisionnement du matériel sont généralement longs. Les remplacements pour les installations de taille plus petite et leur matériel peuvent être moins intensément consommateurs de capital, mais les temps de retour sur investissement pour le matériel peuvent être aussi longs que ceux des installations plus grandes.

Caractéristiques techniques des installations. – L'infrastructure qui existe déjà au niveau des installations aura une certaine influence sur le type de MTD qui peut être installé et peut également influencer le coût d'installation de cette MTD.

Les améliorations en termes de traitement des rejets peuvent initialement être relativement bon marché et rapides à installer, mais dans la majorité des cas, la technologie de traitement des rejets va imposer des coûts d'exploitation supplémentaires et ne va pas apporter les améliorations de l'efficacité du procédé qui auraient pu être réalisées à partir de mesures intégrées au procédé. Par contre, les améliorations d'une MTD qui sont construites au sein du procédé par l'intégration au procédé ou en adoptant une technologie rejetant peu de déchets, peuvent être coûteuses en raison du besoin d'arrêter la production et de refaire un procédé.

Le coût élevé initial de mise en œuvre de mesures intégrées au procédé peut être **compensé** à long terme par une plus grande efficacité et des coûts d'exploitation réduits, mais différencier les coûts de mesures intégrées au procédé d'autres coûts d'exploitation est, bien sûr, plus compliqué (voir la Section 3.5).

Durée de vie de l'équipement – Certaines industries ont **des installations** à longue durée de vie, tandis que dans d'autres industries, l'usure et la détérioration normales et les innovations du procédé demandent le remplacement plus fréquent de parties de l'équipement. Pour certains secteurs industriels, la durée de vie économique est le facteur déterminant des cycles d'investissement.

Une mise en œuvre rapide d'une MTD dans des secteurs qui **sont généralement caractérisés par** de longues durées de vie d'exploitation **des équipements** peut **leur** imposer un fardeau significatif au niveau des coûts. Dans ces cas, la programmation de mises à niveau de l'équipement pour faire correspondre les cycles de remplacement et les cycles d'investissement existants peut être un moyen efficace pour mettre à niveau la MTD de manière rentable (voir la Section 5.5).

Barrières pour entrer ou sortir du secteur – S'il existe des barrières pour empêcher l'entrée de nouveaux acteurs sur le marché (telles que des coûts élevés d'équipement ou de réglementation), ou s'il existe des barrières qui empêchent les acteurs de quitter le marché (barrières de sortie telles que de faibles retours sur liquidation sur des actifs spécialisés, etc.), ceci peut représenter un problème devant être pris en considération dans l'évaluation et qui est traité plus en détail dans la Section 5.3.1.1.

5.2.2 Exemples de la structure de l'industrie

Le secteur des raffineries est caractérisé par un petit nombre d'installations relativement importantes, dont bon nombre sont des installations anciennes (voir la citation ci-dessous [23, EIPPCB, 2001]). Dans ce secteur, les techniques les plus rentables sont vraisemblablement celles qui s'appuient sur l'infrastructure existante, notamment la modernisation de composantes individuelles au sein du procédé, afin d'améliorer la performance environnementale.

« En résultat à la surproductivité dans le secteur européen des raffineries, très peu de nouvelles raffineries de pétrole ont été construites ces vingt-cinq dernières années. En fait, seulement neuf pour cent des raffineries existantes ont été construites sur cette période et seulement deux pour cent sur les dix dernières années. Même si la majeure partie des raffineries aura bénéficié d'une modernisation et que de nouvelles unités auront été construites depuis leur première mise en service, leur structure globale, et en particulier des éléments tels que le modèle des systèmes d'égouts, reste sensiblement inchangée ».

Dans la directive sur les grandes installations de combustion [22, European Commission, 2001], une distinction a été faite entre les valeurs limites d'émission définies pour des installations de tailles différentes. Par exemple, une limite de 1 700 mg de SO₂/Nm³ a été définie pour les grandes installations de combustion allant jusqu'à 300 MWh, et une limite de 400 mg de SO₂/Nm³ pour les installations de plus de 500 MWh, une échelle dégressive de limites étant définie pour les installations se trouvant entre ces capacités.

5.2.3 Conclusion sur la structure de l'industrie

Lors de la réalisation d'une évaluation sur la viabilité économique, la compréhension de la structure de l'industrie peut permettre d'identifier toute contrainte pouvant pénaliser la mise en œuvre de la technique MTD proposée dans le secteur. Bien qu'il n'existe pas d'éléments de description ni de statistiques **standard**

ou **cohérents** pouvant être utilisés pour décrire la structure industrielle d'un secteur, ou bien la manière dont elle peut influencer la détermination d'une MTD, l'évaluation des problèmes exposés ci-dessus peut permettre qu'un secteur **prépare** ses arguments contre une proposition particulière de MTD.

5.3 Structure du marché

La « structure du marché » peut influencer l'aptitude de l'**exploitant** à répercuter le coût des améliorations environnementales provenant de la mise en œuvre de la MTD. Le coût peut être répercuté sur le client en augmentant le prix du produit ou, **de façon différente**, répercuté sur les fournisseurs en utilisant le coût des améliorations environnementales comme un outil de marchandage pour négocier un prix inférieur des matières premières. Pour les situations où les marges sont serrées et les coûts ne peuvent pas être répercutés, il peut être nécessaire que le **TWG** envisage l'introduction d'une MTD avec plus de précautions. Certains des problèmes les plus significatifs pour les secteurs IPPC sont décrits ci-dessous et on trouve également une description de la manière dont le marché peut être analysé en utilisant un outil établi tel que la théorie des cinq forces de Porter.

5.3.1 Description de la structure du marché

Il existe une **gamme** de **sujets** méritant d'être pris en considération lors de la description de la « structure du marché » d'un secteur. Un grand nombre de ces **sujets** va **se traduire par** une évaluation qualitative, de sorte qu'il est difficile de déterminer à quel moment et dans quelle mesure ces problèmes peuvent influencer la détermination d'une MTD, toutefois, on pense que les problèmes suivants sont les plus pertinents :

Étendue du marché — il existe un « marché local » des produits lorsqu'il faut que les biens ou les services se trouvent près des clients. C'est le cas, par exemple, dans le marché de l'hypochlorite de sodium en vrac, étant donné que le produit se dégrade lors du stockage ou du transport. Un marché local peut également exister dans un secteur, pour des raisons telles que le « principe de proximité », qui, dans le secteur de l'élimination des déchets, signifie qu'un quelconque déchet produit doit être éliminé près de la source de ce déchet.

Dans certains secteurs peut se trouver un « marché régional », tel que celui existant pour de nombreux produits chimiques produits et vendus en Europe.

Il existe également un « marché mondial », dans lequel les **exploitants** sont en concurrence contre tous les concurrents du monde entier et la pression est souvent forte pour maintenir les prix bas afin de réduire la menace des importations.

La compréhension de l'étendue du marché peut être importante, étant donné qu'elle peut déterminer le pouvoir qu'a le client sur le prix du produit. Dans un marché local, le client peut **être dépendant du** producteur et **n'avoir qu'une influence limitée sur les** prix. Ce sera moins le cas dans un « marché mondial », dans lequel les prix sont déterminés sur le marché ouvert et les **exploitants** européens doivent rester compétitifs par rapport aux producteurs se trouvant en dehors de l'Europe.

Élasticité du prix — Il peut être possible de répercuter les coûts sur le client. L'élasticité des prix est le terme utilisé par les économistes pour décrire la manière dont les clients sont sensibles aux changements de prix. Pour certains produits tels que le pétrole et les produits pharmaceutiques, les clients peuvent

certes ne pas apprécier les augmentations des prix, mais une augmentation n'a pas d'impact significatif sur la demande de sorte que les prix de ces produits sont décrits comme étant « inélastiques ». **Si un secteur industriel est caractérisé par des prix inélastiques**, alors il peut être relativement facile de répercuter le coût sur le client.

Les changements de prix pour d'autres produits peuvent avoir un impact beaucoup plus fort sur la demande et les clients peuvent être très sensibles aux changements des prix. Les prix de ces produits sont décrits comme étant « élastiques ».

Certains **des facteurs** pouvant affecter l'élasticité du prix d'un produit **de base sont** le niveau de concurrence dans le secteur, le pouvoir des clients, le pouvoir des fournisseurs et la facilité avec laquelle le client peut passer à un produit de remplacement (voir ci-dessous). Lorsque le prix est élastique, il est difficile de répercuter les coûts sur le client, le producteur va donc devoir supporter le poids de toute augmentation des coûts.

Concurrence entre les produits — Dans un secteur où il existe peu ou pas de différence entre les produits fournis par un grand nombre de producteurs, alors la concurrence est acharnée. C'est une situation possible dans des industries telles que les métaux, les produits chimiques en vrac, le ciment et la fourniture d'énergie, pour lesquelles les **exploitants** individuels disposent d'une faible marge de manœuvre pour **fixer** ou augmenter les prix. Lorsque la menace de la concurrence est importante, les possibilités de répercuter les augmentations de coûts sur le client sont limitées. **A l'inverse**, si le secteur est caractérisé par des produits plus spécialisés, et lorsqu'il est possible de faire la différence entre le produit de l'**exploitant** et celui de la concurrence, alors il peut y avoir une plus grande souplesse sur le prix. Dans ces situations, il est plus facile pour l'**exploitant** de répercuter les coûts de la mise en œuvre de la MTD sur le client.

Étant donné que la **Directive se situe dans le contexte d'une situation homogène** au sein de l'UE, ceci ne représente pas un problème significatif en ce qui concerne la concurrence interne à l'UE. Toutefois, cela peut représenter un problème important si la concurrence hors UE est considérable (voir ci-dessus la description de « l'étendue du marché »).

5.3.1.1 Analyse du marché à l'aide de la théorie des cinq forces de Porter

Il existe plusieurs méthodologies établies qui ont été élaborées pour analyser les marchés. Une méthodologie couramment utilisée est la « théorie des cinq forces de Porter » [40, Porter, 1980]. Ces forces **en compétition** déterminent la rentabilité de l'industrie, car elles influencent les prix, les coûts et les investissements nécessaires des entreprises dans une industrie.

Selon le point de vue de Porter, les règles de la concurrence sont représentées par cinq forces qui forment la structure et l'intensité de la concurrence :

- la rivalité entre les entreprises existantes
- le pouvoir de marchandage des fournisseurs
- le pouvoir de marchandage des acheteurs (ou des clients)
- la menace de produits ou de services de **substitution**
- la menace de nouveaux **entrants**.

La puissance de ces cinq forces varie d'une industrie à l'autre et peut changer au fur et à mesure de l'évolution d'une industrie. Même si cette méthodologie a été mise au point pour évaluer l'état actuel de l'industrie et permettre que les dirigeants fassent des choix stratégiques pour le futur, certains éléments de ce modèle peuvent être utilisés dans l'évaluation de la structure du marché (pour une explication détaillée de la théorie, voir [40, Porter, 1980]), certains éléments de l'évaluation peuvent s'avérer utiles pour comprendre l'aptitude des secteurs IPPC à absorber ou à répercuter le coût de la mise en œuvre d'une MTD. Les problèmes clés provenant de la théorie et la manière dont ils peuvent influencer la détermination d'une MTD sont exposés ci-dessous : [42, Vercaemst and De Clercq, 2003]

Rivalité entre les entreprises existantes – Une importante rivalité dans un secteur est susceptible d'entraîner une concurrence rude sur le prix et peut éventuellement limiter les marges bénéficiaires et, en conséquence, l'aptitude du secteur à absorber ou à répercuter les coûts de la mise en œuvre de la MTD. La « concurrence », « l'élasticité du prix » et « l'étendue du marché » dont on a parlé plus tôt peuvent également être importantes. La concentration ou nombre d'acteurs dans le marché peut indiquer le niveau de rivalité du secteur (l'indice Herfindahl-Hirschmann¹³ peut donner une indication sur la concentration dans le secteur). S'il existe une surproductivité, alors la possibilité d'obtenir une part de marché sera limitée (c'est parfois le cas dans des secteurs où les produits sont vendus avec une spécification standard, notamment le ciment ou les produits chimiques en vrac). De même, s'il existe des barrières élevées de sortie (frais élevés de fermeture, etc.), alors ces facteurs sont susceptibles de conduire à une forte rivalité au sein du secteur.

Pouvoir de marchandage des fournisseurs – Si le nombre d'exploitants dans un secteur est important ou que le nombre de clients est faible, alors il risque d'y avoir une forte concurrence sur les prix. Les fournisseurs peuvent également être en position de force si l'exploitant est limité par des frais élevés de changement de fournisseur (frais de rééquipement ou de transport accrus) et ne peut pas changer de fournisseurs facilement. Si un secteur ne représente qu'un petit débouché pour un fournisseur, alors ce dernier est à nouveau en position de force et peut dicter le prix et réduire l'aptitude du secteur IPPC à marchander pour obtenir des coûts inférieurs.

Pouvoir de marchandage des acheteurs – Si un secteur est caractérisé par un petit nombre de clients (le mot « acheteurs » est utilisé par Porter) prenant une part de marché significative des ventes, alors les clients ont tendance à être en position de force et peuvent exercer davantage d'influence sur le prix. L'aptitude des exploitants du secteur à répercuter les coûts de la MTD peut, en conséquence, être limitée. Les clients peuvent également garder le pouvoir si les frais de changement de fournisseurs sont faibles et s'ils peuvent facilement et rapidement passer à un autre fournisseur (par exemple, si le produit est relativement standard, par exemple des produits chimiques en vrac). A contrario, lorsque le produit représente une petite fraction des coûts des clients, il peut s'avérer plus facile de répercuter les coûts.

Menace de produits ou de services de substitution – Lorsque le client a la possibilité de passer à un produit différent, ceci peut alors représenter une menace pour le secteur (par exemple, l'aluminium et le plastique sont de plus en plus utilisés comme matière première dans la production de voitures, remplaçant l'acier), puis les possibilités de répercuter l'augmentation des coûts sur le client sont limitées. Le client peut d'abord être réticent à faire le changement en raison du coût de rééquipement ou des changements de procédé, mais au fur et à mesure que les coûts de la MTD augmentent et que ces coûts se reflètent dans les augmentations des prix des produits, la menace que des clients changent pour des produits de remplacement peut devenir un problème réel. Cet aspect du problème n'est pas toujours significatif dans le contexte de l'IPPIC, étant donné qu'il concerne plutôt le mouvement d'une « part de marché » d'une

¹³ Indice Herfindahl-Hirschmann : somme des pourcentages au carré des parts de marché de toutes les entreprises d'un secteur. Les marchés pour lesquels l'IHH est compris entre 1000 et 1800 points sont dits modérément concentrés et ceux pour lesquels l'IHH dépasse 1800 points sont dits concentrés [41, Carlton, 1990].

industrie à l'autre (par exemple, de l'acier aux métaux non ferreux et aux produits chimiques). Toutefois, il **devient pertinent** lorsqu'on ne considère qu'un secteur **en** particulier, ou lorsque la menace provenant de la concurrence hors UE avec les produits de **substitution** est réelle.

Menace des nouveaux entrants – Les marchés très rentables ont tendance à attirer les nouveaux **entrants**. Cette menace a tendance à être limitée si les barrières d'entrée sont élevées (nouvel équipement, accès aux réseaux de distribution, frais de changement de clients, autorisations légales, etc.). Cette **menace** est vraisemblablement peu significative lors de la détermination d'une MTD, du fait que les marchés très rentables sont susceptibles de pouvoir mettre en œuvre une MTD et que **les nouveaux entrants mettront** en œuvre une MTD **vraisemblablement** dès le **départ** (et une MTD à coût élevé représente, en conséquence, une barrière pour les nouveaux **entrants**).

5.3.2 Exemples de la structure du marché

Ce type d'analyse détaillée n'a pas entièrement été mené à ce jour, mais la concurrence représentait l'un des problèmes pris en compte dans le BREF sur la fabrication en grands volumes de produits chimiques organiques (LVOC) [24, EIPPCB, 2002], qui déclarait :

*« **Concurrence.** Les produits pétrochimiques de base sont généralement vendus selon des spécifications chimiques plutôt que selon le nom commercial ou la performance à l'utilisation. Au sein d'une quelconque région, différents producteurs ont différents coûts de production dus à des variations d'échelle, de **l'origine** et du type des matières de base, et de l'installation de **production**. La différenciation des produits est rarement possible et ainsi les économies d'échelle sont particulièrement importantes. Comme d'autres produits de base, le négoce des produits pétrochimiques de base est en conséquence caractérisé par une concurrence sur les prix, le coût de production jouant toujours un très grand rôle. Le marché des produits chimiques en vrac est très concurrentiel et une part de marché est souvent considérée en termes mondiaux. »*

Ceci est représenté graphiquement par la figure suivante :

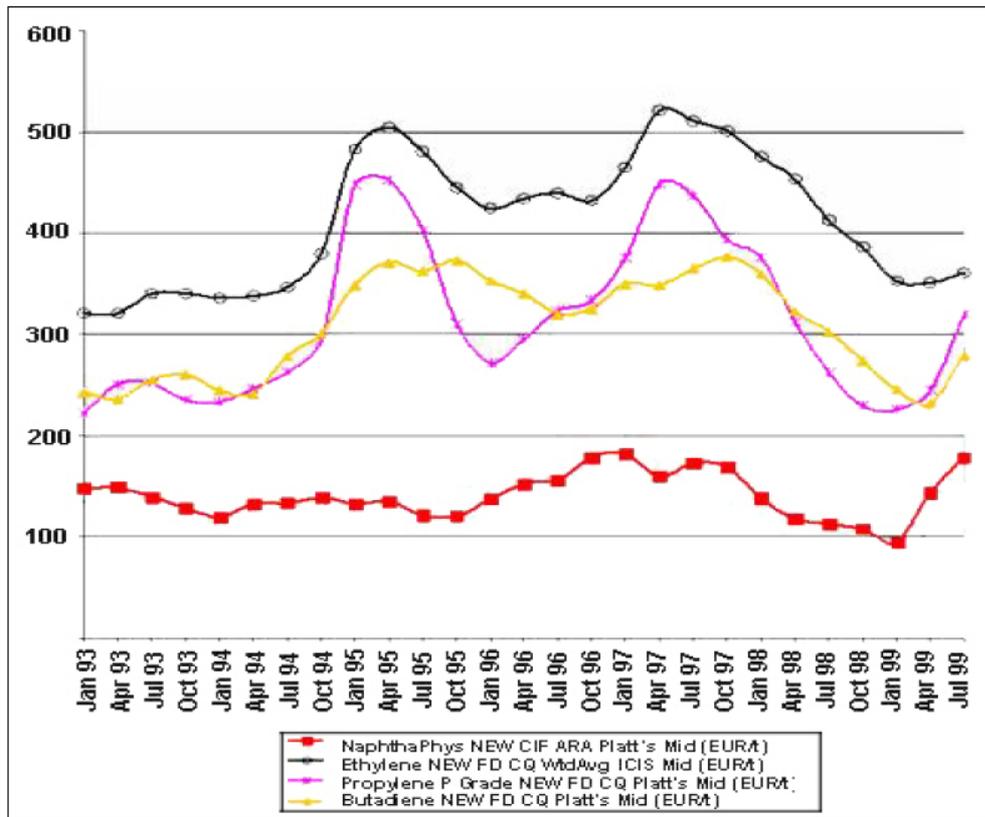


Figure 5.2 : Fluctuations des prix de certains produits pétrochimiques

5.3.3 Conclusion sur la structure du marché

La prise en considération des problèmes décrits ici permet un débat structuré sur la structure du marché et l'identification des problèmes suffisamment significatifs pour influencer la détermination d'une MTD. Elle peut apporter certaines indications sur l'aptitude des secteurs à répercuter les coûts sur le client. Bien que, dans de nombreux cas, l'évaluation soit qualitative et que des informations détaillées nécessaires pour effectuer une évaluation complète ne soient pas disponibles, une évaluation de la structure du marché va permettre d'identifier toute menace significative envers le secteur et permettre que le TWG étudie si cela peut influencer la détermination de la MTD, ou de quelle manière.

5.4 Résilience

La « résilience » décrit l'aptitude du secteur à absorber les coûts supplémentaires dus à la mise en œuvre de la MTD, tout en garantissant qu'elle reste viable à court, moyen et long terme. Pour qu'il soit possible de garantir cette viabilité, les exploitants du secteur devront pouvoir générer suffisamment de profit financier de manière permanente afin de pouvoir investir, par exemple, dans le développement du procédé, le développement des produits, les améliorations sur les plans de la sécurité et de l'environnement, etc. Tout coût supplémentaire associé à la mise en œuvre de la MTD devra soit être absorbé par l'industrie, soit être répercuté sur le client ; la résilience décrit l'aptitude des secteurs à absorber ces coûts.

5.4.1 Description de la résilience

Plusieurs ratios financiers sont habituellement utilisés afin d'évaluer si oui ou non il est intéressant pour une société d'investir dans des améliorations. Certains de ces ratios financiers peuvent être utiles pour évaluer la résilience, mais ils peuvent difficilement s'appliquer à un secteur plutôt qu'à une entreprise individuelle. Lors de la réalisation de l'évaluation, l'utilisateur devra mettre au point une certaine manière de définir une société moyenne « hypothétique » (par exemple, en faisant la moyenne des comptes annuels pour un échantillon de sociétés représentatives). Ceci peut, bien sûr, être facilement biaisé par la sélection de sociétés de l'échantillon et le fait que des entreprises individuelles consignent et expriment différemment leurs données financières. Ces biais sont plus susceptibles de se produire quand il y a moins d'exploitants dans le secteur ou lorsqu'on y trouve des sociétés à performance contrastée, particulièrement mauvaise ou bonne. Lorsqu'elles sont disponibles, les données rassemblées pour le secteur concerné peuvent être utilisées au niveau européen. Afin d'éviter toute dénaturation, la source d'information et une analyse de cette information doivent toutes les deux être pleinement documentées, de sorte que toute conclusion peut être parfaitement audité et validée.

L'Annexe 11 énumère les formules de ratios financiers les plus utiles pour cette analyse. Ces ratios financiers décrivent la liquidité, la solvabilité et la rentabilité d'une société, où :

- **la liquidité** — la liquidité est une mesure à court terme de la santé de la société et décrit l'aptitude de celle-ci à s'acquitter de ses engagements immédiats. L'Annexe 11 comprend une méthode pour calculer tant le « ratio de liquidité générale » que le « ratio de liquidité relative », qui sont habituellement utilisés pour décrire la liquidité
- **la solvabilité** — la solvabilité d'une société décrit l'aptitude de la société à remplir ses obligations à plus long terme. Les calculs concernant la « solvabilité » et la « couverture des intérêts » sont inclus dans l'Annexe 11
- **la rentabilité** — la rentabilité d'une société est la mesure de la marge bénéficiaire dont elle jouit. Les sociétés ayant des marges bénéficiaires auront moins de difficulté à absorber les coûts de mise en œuvre d'une MTD. Les ratios financiers pour la « marge bénéficiaire brute », la « marge bénéficiaire nette », le « rendement des capitaux investis » et le « taux de rendement de l'actif » sont également donnés en Annexe 11.

Lors de la description de la résilience d'un secteur, il est plus utile de prendre en considération des tendances à long terme (5 à 10 ans) pour garantir que des fluctuations à court terme ne peuvent pas biaiser la détermination de la MTD.

Les coûts de la MTD sous forme d'un pourcentage du prix du produit peuvent représenter un paramètre utile pour évaluer l'impact de l'introduction de la MTD. Bien qu'aucun pourcentage prédéterminé ne reflète la MTD, c'est une manière d'exprimer la charge financière que la mise en œuvre de la MTD va faire peser sur l'industrie et il peut s'avérer utile de la prendre en considération lors de l'évaluation de la résilience du secteur. Les coûts de mise en œuvre de la MTD devraient être bien connus à ce stade étant donné que les coûts auront déjà être rassemblés, validés et traités selon la « méthodologie d'évaluation des coûts » présentée plus tôt dans le présent document.

5.4.2 Exemples de résilience

Aucune évaluation de résilience n'a été réalisée jusqu'à présent **au cours du processus d'élaboration des BREF**, et aucun ratio financier n'a été calculé concernant un secteur individuel. Bien qu'il n'existe aucun exemple direct des coûts de MTD sous forme d'un pourcentage de bénéfiques, les citations suivantes sont données à titre d'illustration :

Panorama de l'industrie européenne 1997 (Eurostat 1997) – Industrie de la tannerie « *les coûts environnementaux des tanneurs de l'UE qui sont estimés à environ 5 % de leur chiffre d'affaires.....* »

Panorama de l'industrie européenne 1997 – Industrie chimique « *En 1993, les dépenses environnementales totales sous forme d'un pourcentage du chiffre d'affaires se montaient à 3,9 % en Europe occidentale. Les dépenses environnementales totales sont composées des coûts d'exploitation (3,0 % du chiffre d'affaires) et des dépenses en capital (0,8 % du chiffre d'affaires)* ».

Les pourcentages cités ci-dessus provenaient de bases de données européennes et des observations des secteurs industriels (la totalité des secteurs, pas uniquement les installations IPPC). Aucun renseignement détaillé supplémentaire n'est disponible sur la manière dont ces pourcentages ont été réellement calculés que ce qui est présenté ci-dessus. Les dépenses environnementales n'ont **pas été rapportées** dans le Panorama des affaires européennes – Édition 2000.

Par opposition aux pourcentages cités ci-dessus, dans le secteur de l'incinération, une proportion élevée des coûts d'investissement est directement associée au respect des normes de protection environnementale. La proportion relative des coûts associés à l'accomplissement d'une MTD dans ce secteur est, en conséquence, très élevée. Par exemple, lors d'une récente visite sur site du **Bureau** IPPC d'une installation d'incinération, il a été rapporté que 40 à 50 % des coûts d'investissement étaient associés à un équipement de nettoyage des gaz de cheminée.

Certains travaux ont été menés en Autriche pour établir les coûts environnementaux de l'installation d'une réduction catalytique sélective (**SCR**) concernant les industries du verre et du ciment [55, Schindler, 2003] et ils sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

Industrie du verre					
Hypothèses : taux de réduction de 1 200 mg/Nm ³ de NO _x la durée de vie d'un catalyseur dans l'industrie du verre est d'environ quatre ans					
Coûts :					
	énergie électrique	EUR/kWh			0,07
	NH ₄ OH (solution de NH ₃ à 25 %)	EUR/kg			0,12
	NH ₃ liquide	EUR/kg			2,31
	catalyseur	EUR/m ³			15 000
	Unités	Débits des effluents gazeux			
Débits des effluents gazeux	Nm ³ /h	60 000	30 000	10 000	10 000
Rendement journalier estimé (verre creux)	tonnes/jour	530	280	100	100
Production annuelle (temps de travail : 8000 h)	tonnes/jour	177 000	93 000	33 000	33 000
Agent réducteur	NH ₃	solution à 25 %	solution à 25 %	solution à 25 %	liquide
Investissement	EUR	1 154 000	769 000	385 000	231 000

Coûts annuels d'exploitation	EUR/an	181 600	93 320	34 480	91 120
Coûts globaux (intérêt de 6 %)	EUR/an	338 390	197 800	86 789	122 500
Coûts par tonne de verre creux	EUR/tonne	1,96	2,18	2,64	3,92
Les coûts supplémentaires pour une SCR par tonne de produit de l'industrie du verre sont approximativement compris entre 0,2 % pour le verre domestique/spécial et 2 % pour le verre creux/plat.					

Tableau 5.1 : Estimation des coûts supplémentaires par tonne de verre creux si une technologie de SCR est installée pour plusieurs débits d'effluents gazeux.

Industrie du ciment				
Pour estimer les coûts de mise en œuvre de la technologie SCR dans des installations de préchauffage du ciment, les hypothèses suivants ont été proposées :				
<ul style="list-style-type: none"> • capacité du four à ciment : 300 000 tonnes de clinker/an • réduction des NO_x : de 1 000 à 200 mg/Nm³ à 10 % de O₂ • gaz d'échappement : 100 000 Nm³ pour une SCR pour faible concentration de poussières • gaz d'échappement : 70 000 Nm³ pour une SCR pour concentration élevée de poussières • période de dépréciation : 15 ans • taux d'intérêt : 6 % et 10 %, calculé pour les deux 				
	SCR pour faible concentration de poussières		SCR pour concentration élevée de poussières	
	Base pour le calcul	EUR/tonne de clinker	Base pour le calcul	EUR/tonne de clinker
Réduction des NO _x (10 % de O ₂)	1 000 à 200 mg/Nm ³		1 000 à 200 mg/Nm ³	
Coûts d'investissement en EUR	2 906 892		2 398 186	
Coûts d'investissement spécifique		1 ^a 1,5 ^b		0,8 ^a 1,2 ^b
Catalyseur	Période d'exploitation de 10 ans	0,13	Période d'exploitation de 3 ans	0,5
Entretien et usure		0,30		0,20
Frais de personnel		0,04		0,04
Flux gazeux traité	2,3 Nm ³ /kg de clinker		1,5 Nm ³ /kg de clinker	
Chute de pression	25 mbar		8 mbar	
Frais de nettoyage du catalyseur			Nettoyage périodique	0,15
Énergie de réchauffage	77,6 MJ/tonne de clinker	0,24	0	0
Énergie électrique	3,3 kWh/tonne de clinker	0,23	0,9 kWh/tonne de clinker	0,06
NH ₄ OH, 25 % en masse	2,7 kg/tonne de clinker	0,34	2,7 kg/tonne de clinker	0,34
Coût total évalué	1 000 à 200 mg/Nm ³	2,2^c 2,7^d	1 000 à 200 mg/Nm ³	2,1^c 2,6^d

Coût total évalué^e	1 000 à 100 mg/Nm ³	2,7^c 3,3^d	1 000 à 100 mg/Nm ³	2,0^c 3,1^d
^a taux d'intérêt de 6 % ^b taux d'intérêt calculé interne des sociétés 10 % ^c coûts d'investissement -10 % ; pour 6 % ^d coûts d'investissement +10 % ; pour 10 % ^e coût total évalué pour 100 mg de NO _x /m ³ PME (env + 20 %)				
Le coût additionnel pour une SCR par tonne de produit de l'industrie du ciment a été calculé comme étant compris entre 3 et 5 % du prix du produit (65 EUR/tonne de ciment).				

Tableau 5.2 : Calcul des coûts de mise en œuvre d'une SCR pour faible concentration de poussières et d'une SCR pour concentration élevée de poussières dans l'industrie du ciment.

5.4.3 Conclusion sur la résilience

Certains indicateurs financiers qui peuvent être utiles pour l'analyse sont fournis. Lors de l'analyse de ces indicateurs financiers, à moins que des données assemblées soient disponibles, il est nécessaire d'**obtenir** un ensemble de comptes pour une « société moyenne » et il y a alors un risque, bien sûr, que ce ne soit pas représentatif de tous les secteurs. Pour éviter toute dénaturation, le procédé doit être entièrement documenté de sorte qu'il peut être validé et audité par le **TWG**.

La prise en considération de la résilience d'un secteur est utile pour évaluer si les **exploitants** peuvent absorber une quelconque augmentation des coûts due à la mise en œuvre de la MTD. Lorsque la résilience du secteur a été analysée, le **TWG** peut déterminer si ce paramètre est suffisamment important pour influencer la détermination de la MTD.

5.5 Vitesse de mise en œuvre

Si, après l'évaluation de la structure de l'industrie, de la structure du marché et de la résilience du secteur, l'ensemble des techniques de MTD est déterminé comme étant viable, mais qu'il existe toujours des inquiétudes concernant leur introduction, le **TWG** peut envisager d'évaluer la vitesse avec laquelle la MTD est mise en œuvre, étant donné que **cette vitesse** peut être critique pour une industrie. La directive définit des échelles de temps pour la mise en œuvre de la directive et la délivrance d'autorisations qui doivent être **respectées**, mais la mise **au niveau des** MTD, en particulier dans des secteurs où un investissement significatif est nécessaire, prend du temps et demande une planification. Des mises à niveau immédiates peuvent être difficiles à planifier et peuvent entraîner des difficultés pour l'industrie s'il n'est pas possible d'harmoniser la mise à niveau avec les cycles existant de planification et d'investissement de l'activité. Les techniques qui demandent un investissement de capital significatif ou des changements significatifs de l'installation et des infrastructures vont, bien sûr, demander plus de temps.

La vitesse de mise en œuvre n'est normalement pas un problème pour les nouvelles installations étant donné qu'on s'attend à ce qu'elles intègrent les meilleures techniques environnementales ou qu'elles s'y adaptent facilement. Il est en conséquence nécessaire de faire la distinction entre les installations nouvelles et les installations existantes dans cette évaluation.

Il faut également considérer les coûts marginaux de la mise au niveau de la MTD lorsque l'on discute de la vitesse de mise en œuvre. Les secteurs ayant fait des investissements environnementaux significatifs dans le passé peuvent avoir un coût marginal élevé d'achèvement d'une MTD par rapport à ceux qui n'ont pas

fait de tels investissements dans le passé. Il peut s'avérer plus rentable de traiter les installations qui ont fait peu d'investissements dans le passé même si elles sont « plus loin de l'objectif » pour atteindre les performances MTD. Faciliter l'introduction d'une MTD par la définition d'une plus grande échelle de temps pour la mise en œuvre ne doit pas être considéré comme une possibilité de récompenser les compagnies réfractaires pour leurs mauvaises performances dans le passé.

5.5.1 Description de la vitesse de mise en œuvre

Il est utile de tenir compte des échelles de temps suivantes lors de la détermination de la vitesse de mise en œuvre.

- **court terme** (ceci représente de manière classique quelques semaines à quelques mois) – pour de nombreuses techniques, les échelles de temps requises pour la mise en œuvre ne vont pas demander une prise en compte particulière pour la programmation de leur mise en œuvre. Ces techniques sont généralement celles qui peuvent être rapidement mises en œuvre (et probablement à faible coût), par exemple de petites unités de réduction de la pollution telles que des séparateurs d'huiles, des techniques de gestion ou des changements de matières premières, sous réserve que, dans le dernier cas, un tel changement n'entraîne pas des modifications importantes du process de l'installation ni des changements de la spécification du produit, les deux pouvant empêcher un changement rapide
- **moyen terme** (ceci représente de manière classique quelques mois à une année ou plus) – certaines techniques peuvent être plus longues à mettre en œuvre en raison du coût ou de la planification et du niveau d'organisation qui est nécessaire. C'est normalement le cas avec des techniques de traitement des rejets, par exemple des unités de réduction de la pollution telles que des filtres à manches que l'on peut généralement installer sans avoir besoin d'une interruption prolongée du procédé, mais qui vont quand même demander un certain temps de planification et d'intégration dans le cycle d'investissement des exploitants.
- **long terme** (ceci représente de manière classique un certain nombre d'années) – lorsque des changements significatifs du procédé de production ou la reconfiguration de l'installation sont nécessaires, notamment une reconstruction des installations de production ou de traitement des eaux usées, par exemple, alors les investissements en capital peuvent être significatifs. Une fermeture précoce et une révision des procédés peuvent être chères pour l'industrie, en particulier pour ceux ayant normalement des durées de vie utile longues. Programmer des mises à niveau pour qu'elles coïncident avec les cycles existants de remplacement et d'investissement peut s'avérer un moyen efficace de mettre en œuvre la technique de manière rentable, mais ceci doit être mis en regard de la conséquence de retarder l'amélioration sur l'environnement.

Dans tous les cas, on peut trouver des alternatives, classiquement des techniques intégrées au procédé, qui peuvent finalement être plus rentables que des techniques de traitement des rejets, mais qui sont plus longues à mettre en œuvre que les unités de traitement des rejets.

5.5.2 Exemples de la vitesse de mise en œuvre

On trouve un exemple évident dans le BREF traitant de l'industrie de fabrication du verre [25, EIPPCB, 2001]. Le TWG a convenu qu'alors que de nombreuses améliorations apportées à l'exploitation du four, y compris l'installation de techniques secondaires, sont possibles lors de la campagne d'exploitation, des changements majeurs de la technologie de la fonderie pouvaient être mis en œuvre de la manière la plus économique s'ils étaient programmés pour coïncider avec les reconstructions prévues des fours. Bien sûr, ceci signifiait un retard dans l'amélioration environnementale que la mise en œuvre de la MTD apporterait, en particulier pour les industries où les installations ont une durée de vie utile longue. Le TWG impliqué dans l'élaboration du BREF sur le verre a estimé que la fréquence avec laquelle les reconstructions de fours se produisent dans l'industrie (en général tous les 8 à 12 ans) et le coût élevé d'un remplacement précoce justifiaient cette démarche.

5.5.3 Conclusion sur la vitesse de mise en œuvre

La vitesse avec laquelle les nouvelles techniques MTD sont mises en œuvre représente l'un des problèmes les plus critiques pour l'industrie, en particulier lors de la mise en œuvre des techniques les plus chères. Certains secteurs disposent d'un équipement généralement à longue durée de vie utile et si la mise en œuvre d'une MTD contraint à un arrêt précoce et un remplacement de cet équipement, elle peut imposer un fardeau de coût significatif sur ces industries. En particulier, des échelles de temps courtes pour mettre en œuvre des techniques chères peuvent entraîner des difficultés pour l'industrie à augmenter son capital et planifier l'introduction de la technique. Si l'on estime que c'est un problème critique, alors la programmation de toute mise à niveau avec les cycles existants de remplacement et d'investissement peut être un moyen rentable de mettre en œuvre les techniques.

Si l'on pense que la vitesse de mise en œuvre est un problème critique pour un secteur donné, alors les personnes en charge de l'évaluation devront formuler des arguments en faveur de son adaptation de sorte que le décideur puisse trouver un compromis entre la protection de l'environnement et la recherche d'une planification raisonnable adaptée au cycle d'investissement pour l'industrie. Les résultats de l'analyse de la structure de l'industrie, de la structure et de la résilience du marché vont vraisemblablement donner une indication pour savoir si la vitesse de mise en œuvre est vraisemblablement un problème critique.

5.6 Conclusion sur la viabilité économique dans le secteur

Bien que la « viabilité économique » est un concept de base qui fait partie intégrante de la détermination d'une MTD, une évaluation approfondie ne doit pas en être menée à moins qu'il existe une préoccupation réelle concernant quelles sont les techniques de protection environnementale qui peuvent être facilement mises en œuvre dans le secteur. Il n'existe pas de règle prête à l'emploi que l'on puisse appliquer sur la gamme et la diversité des secteurs industriels couverts par la directive et cette analyse est en conséquence susceptible de représenter un cheminement difficile et demandant beaucoup de temps. Les facteurs identifiés dans ce chapitre sont perçus comme les problèmes les plus critiques pour garantir une « viabilité économique dans le secteur » lors de la détermination d'une MTD. S'il existe des préoccupations réelles concernant la viabilité future d'un secteur, alors les facteurs identifiés dans ce chapitre doivent permettre de focaliser le débat de sorte que les problèmes importants peuvent être exposés et discutés.

Dans des situations où la « viabilité économique » est identifiée comme un problème critique, il faut en tenir davantage compte dans la détermination d'une MTD. Une MTD implique souvent la mise en œuvre d'un ensemble de techniques qui peuvent toutes ne pas nécessiter un investissement et qui vont souvent inclure des **mesures** à base de gestion. Enfin, ce sont les coûts globaux de **la mise en œuvre des MTD, ensemble** comprenant éventuellement des **techniques** de coûts élevés **aussi bien que de** coûts faibles, qui affectent la viabilité économique d'une MTD. Il peut également être possible de réduire l'impact financier de la mise en œuvre en définissant des échelles de temps plus longues pour l'introduction de techniques à coûts élevés, de sorte que la mise en œuvre peut coïncider avec les reconstructions de routine de l'installation et de l'équipement. La compréhension des problèmes critiques pour le secteur permet au décideur de déterminer la meilleure combinaison de techniques pouvant apporter un niveau élevé de protection de l'environnement dans son ensemble sans compromettre la « viabilité économique ».

Une fois que les problèmes critiques pour le secteur ont été analysés et exposés dans l'évaluation, alors il est prévu que le groupe de travail technique débattre de ces problèmes critiques et décide s'ils doivent influencer la détermination d'une MTD et de quelle manière.

6 REMARQUES ET CONCLUSION

Le processus d'échange d'informations pour l'élaboration du présent document a commencé en mai 2000 et s'est prolongé jusqu'à la fin de 2004. Les travaux de mise au point de certaines des méthodologies plus techniques définies dans le document ont été menés au sein de sous-groupes de spécialistes du TWG. La première ébauche complète du document a été émise pour consultation en novembre 2002 et la seconde ébauche a été émise pour consultation en septembre 2003.

Au lieu d'élaborer de nouvelles méthodologies pour traiter les problèmes économiques et d'impact croisés inhérents au concept d'une MTD, on a adopté la démarche consistant à trouver ce qui était disponible et ce qui était déjà utilisé, et à rassembler ces méthodologies d'une manière pouvant correspondre aux exigences de la directive pour la détermination d'une MTD au niveau des secteurs, voire d'aider à déterminer les conditions d'autorisation pour des installations individuelles.

Les méthodologies décrites ici sont relativement solides et dirigent les utilisateurs de manière structurée dans le processus de prise de décision. Le cadre de travail fixé dans le présent document doit permettre de définir de manière transparente les problèmes et de définir les coûts et les avantages de la mise en œuvre des techniques alternatives. Même ainsi, l'application simple des méthodologies seules ne suffira pas à la prise de décision et un jugement d'experts est encore requis pour déterminer quelles techniques sont les MTD. Un jugement d'experts est nécessaire tout au long du processus de prise de décision étant donné qu'il existe des limitations aux méthodologies, ou bien dans certains cas, il peut se trouver des problèmes importants à prendre en considération, mais qui ne sont pas couverts par les méthodologies définies ici. L'exigence clé que l'on retrouve tout au long des méthodologies est que la transparence doit être maintenue continuellement. Cette transparence garantit que la justification des décisions prises peut être clairement vue, et qu'elle peut être comprise, validée et contrôlée à chaque stade du procédé.

Dans l'élaboration des méthodologies destinées à évaluer les effets d'impacts croisés, le point de départ était les méthodologies de « l'analyse du cycle de vie » qui sont déjà établies et utilisées. L'utilisation de cette démarche a entraîné une certaine difficulté en raison du besoin de limiter l'évaluation aux frontières du procédé IPPC et il y a eu certaines préoccupations concernant une partie des hypothèses très générales qui sont faites dans l'analyse du cycle de vie. Pour résoudre ces problèmes, la méthodologie décrite ici a été affinée et certaines des méthodologies qui sont actuellement utilisées dans les États membres lui ont été ajoutées. En rassemblant ces méthodologies et en mettant au point la méthodologie sur les effets croisés pour le document, il était nécessaire de comprendre les limitations, de les valider, d'identifier toute hypothèse puis de l'expliquer de manière transparente.

L'utilisateur doit pouvoir mener l'évaluation sans utiliser de logiciels. Cela garantit une facilité d'utilisation et permet de définir les résultats de manière transparente et de les contrôler lorsque c'est nécessaire. Les sources d'information pour compléter la méthodologie sont présentées dans les Annexes de ce document. Un effort significatif a été fait pour identifier les informations les plus récentes, valables et pertinentes dans ces Annexes, mais ces nombres vont changer au fil du temps et, chaque fois que cela est possible, les liens vers les sources pertinentes où les utilisateurs peuvent trouver des informations plus récentes sont donnés.

Il a été difficile de trouver de bons exemples pour illustrer la méthodologie et l'interprétation de l'information que fournit la méthodologie. Afin d'illustrer les méthodologies tout au long du présent document, deux exemples sont inclus sous forme d'Annexes au présent document bien qu'ils ne soient qu'illustratifs. Tout au long de leur mise au point, les possibilités de soumettre à essai les méthodologies ont été explorées, en particulier en ce qui concerne la méthodologie sur les effets croisés. En réalité, très peu d'exemples ont nécessité l'évaluation détaillée définie ici, et la meilleure option pour l'environnement

va normalement être déterminée avec une simple évaluation des options alternatives. Lorsque c'est le cas, la définition de la justification de manière transparente doit suffire à **étayer** la décision.

Lors de la mise au point de la méthodologie d'évaluation des coûts, plusieurs facteurs doivent être pris en considération, par exemple, les techniques de comptabilité analytique varient entre les États membres et les exploitants peuvent également comptabiliser les coûts de différentes manières. Ceci peut rendre les comparaisons très difficiles, il **a donc été** nécessaire d'harmoniser ces techniques de comptabilité analytique pour permettre des comparaisons équitables entre les options alternatives. **Pour** la mise au point de la méthodologie d'évaluation des coûts, il **a été** possible de s'appuyer sur les travaux qui avaient été réalisés dans le passé par l'Agence européenne de l'environnement. Ces travaux ont été affinés et élaborés pour s'adapter aux exigences de la directive IPPC par un sous-groupe agissant au sein du **TWG** et par conséquent la méthodologie d'évaluation des coûts a bien été **comprise** et acceptée. La méthodologie définit les étapes nécessaires pour rassembler et valider les données sur les coûts, pour identifier les composantes des coûts, puis pour traiter et présenter l'information sur les coûts. Bien que la manière de réaliser ces étapes soit quelque peu flexible, l'exigence clé ici (ainsi que tout au long du document) est que l'information doit être présentée de manière transparente. Ceci sert à garantir que chaque option alternative peut être évaluée équitablement et auditée à tout moment **du processus**.

Une fois que les effets sur l'environnement ont été évalués par la méthodologie **d'évaluation des impacts croisés**, et que les coûts ont été rassemblés et présentés à l'aide de la méthodologie d'évaluation des coûts, il va vraisemblablement être nécessaire de les comparer. Le Chapitre 4 décrit **l'analyse coût/efficacité**, qui est une technique relativement **simple** destinée à comparer l'avantage pour l'environnement qu'une technique va apporter par rapport aux coûts de mise en œuvre de cette technique. Toutefois, ceci peut ne pas fournir suffisamment d'informations pour déterminer si les coûts sont raisonnables. Pour traiter ce problème, certaines **méthodes** consistant à définir des valeurs de référence concernant le **ratio coût/efficacité** des techniques pour certains polluants atmosphériques sont **exposées**. Bien que des incertitudes significatives entourent **ces valeurs de référence des bénéfiques**, l'application **de ces méthodes** peut apporter de l'information utile pouvant aider l'évaluation et simplifier le processus de prise de décision. Beaucoup de préoccupations sont exprimées concernant les valeurs des coûts externes disponibles. Les **méthodes** pour **obtenir** de tels coûts et certaines **des hypothèses émises** ont attiré beaucoup de critiques.

Dans la détermination de la MTD, il peut s'avérer nécessaire de déterminer si les techniques mises en avant répondent à la définition de « disponibles » de la directive qui exige « des techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables ». Le Chapitre 5 concernant la « viabilité économique dans le secteur » expose les problèmes que l'on suppose les plus critiques dans l'évaluation et permet qu'un débat structuré soit **ait lieu et qu'une évaluation soit faite**. **Il y a eu peu d'accord au sein du TWG sur** ce qui devait être pris en considération **au cours de cette** . Pour remédier à cela, une méthodologie a été mise au point sur la base de discussions et de propositions au sein du **TWG**, **sur la base d'une** évaluation de la manière dont ces décisions avaient été prises dans le passé, **et sur la base de travaux de la DG Entreprises sur l'impact d'une MTD sur la compétitivité de l'industrie européenne**. **Un grand nombre d'ébauches successives** du chapitre **ont été révisées** et commentées par les diverses **parties prenantes** du **processus** d'échange d'informations.

Le Chapitre 5 définit ainsi la manière d'évaluer si les coûts de mise en œuvre de la MTD peuvent être absorbés (« résilience ») ou répercutés sur le client (« structure de l'industrie », « structure du marché »). Si les coûts peuvent être absorbés ou répercutés, mais que des problèmes persistent concernant l'impact financier de l'introduction des nouvelles techniques, alors il est possible d'évaluer si une mise en œuvre sur une échelle de temps plus longue (« vitesse de mise en œuvre ») est une manière réalisable de faciliter leur introduction.

L'évaluation de la viabilité économique ne sera nécessaire que lors de la détermination de la MTD **au niveau sectoriel** ; la directive ne **prévoit** pas à d'évaluation de la viabilité économique autrement qu'au niveau des secteurs. Une évaluation approfondie n'est attendue que dans des situations où la viabilité économique est identifiée comme un problème critique. La **charge** de la preuve pour contester **que des techniques** sont « économiquement viables » repose sur toute personne qui **formule l'objection envers les techniques** de MTD proposées. Ces objections ne sont susceptibles de survenir que lorsque les techniques sont considérées comme trop chères (en général, **elles proviennent** de l'industrie qui devrait les mettre en œuvre). On **souhaite** que l'émetteur de l'objection mette en avant les justifications concernant ces objections de la manière structurée qui est définie ici.

La CE lance et soutient, par l'intermédiaire de ses programmes RTD, une série de projets concernant les technologies propres, les **technologies émergentes de traitement des effluent**, les technologies de recyclage et les stratégies de gestion. Ces projets peuvent potentiellement apporter une contribution utile aux futures **révisions** des BREF. Les lecteurs sont en conséquence invités à informer le BEIPPC de tout résultat de recherches pertinent concernant la portée du présent document (voir également la préface du présent document).

RÉFÉRENCES

- 2 Intergovernmental Panel on Climate Change (2001). "Climate Change 2001: The Scientific Basis, Third Assessment Report", Cambridge University Press, 0-521-01495-6.
- 3 World Meteorological Office (1998). "Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone and Monitoring Project - Report N0. 44", World Meteorological Organization, 92-807-1722-7.
- 4 Vercaemst, P. (2001). "Costing Methodology for BAT Purposes", Technical Working Group on IPPC Economics and Cross-Media Effects, 2001/IMS/R/114.
- 5 EMEP CORINAIR (1998). "Atmospheric Emission Inventory Guidebook", Second Edition.
- 6 European Environment Agency (1999). "Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures. Technical Report No.27".
- 7 European Commission (1999). "Ozone Position Paper (final version)", Ad-Hoc Working Group on Ozone Directive and Reduction Strategy Development.
- 8 Huijbregts, M.; Huppes, G.; de Koning, A.; van Oers, L. and Sangwon, S. (2001). "LCA Normalisation data for the Netherlands 1997/1998, Western Europe 1995 and the World 1990 and 1995", Centre of Environmental Science, Leiden University.
- 9 Blonk TJ et al (1997). "Three references for normalisation in LCA: the Netherlands, Dutch final consumption and Western Europe", RIZA, Lelystad, Riza Document 97.110x.
- 10 European Commission (2 000). "Directive (2 000/60/EC) Establishing a Framweork for Community Action In The Field of Water Policy", Official Journal of the European Communities (2 000) L327/1.
- 11 Guinée, J. G., M; Heijungs, R; Huppes, G; Klein, R; de Koning, A; van Oers, L; Sleeswijk, AW; Suh, S; de Haes, HAU. (2001). "LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2a: Guide".
- 12 Pickman, H. (1998). "The Effect of Environmental Regulation on Environmental Innovation", Business Strategy and the Environment, Buss. Strat Env. 7, 223-233 (1998).
- 15 Guinée, J. B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G., et al. (2001). "LCA – An operational guide to the ISO-standards - Part 2b: Guide".
- 18 UK Environment Agencies (2002). "Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Environmental Assessment and Appraisal of BAT", The Environment Agency for England and Wales, The Scottish Environmental Protection Agency, The Northern Ireland Heritage Service, Version 3.1, July 2002.
- 19 European Commission (1985). "Directive (85/337/EEC) On the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment", Official Journal L 175,

- 05/07/1985.20 European Commission (1996). "Directive (91/61/EC) concerning integrated pollution prevention and control", Official Journal L257 24/09/1996.
- 22 European Commission (2001). "Directive (2001/80/EC) on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants", Official Journal L 309/1 27.11.2001.
- 23 EIPPCB (2001). "Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries", December 2001.
- 26 Breedveld, L.; Beaufort, A.; Dutton, M.; Maue, G., et al. (2002). "Cross-Media Methodology for BAT Purposes", Technical Working Group on IPPC Economics and Cross-Media Effects.
- 29 CEFIC (2001). "Comments on VITOs proposal for a costing methodology".
- 31 United Nations Environment Programme (1987). "The 1987 Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer", The Ozone Secretariat.
- 36 VDI (2 000). "VDI 3800, Determination of costs for industrial environmental protection measures - Draft", December 2 000 (draft).
- 37 UNICE (2003). "Response to the consultation on the first draft of the Reference Document on Economics and Cross-Media Effects", personal communication.
- 38 VROM (1998). "Kosten en baten in het milieubeleid - definities en berekeningsmethodes".
- 39 European Commission (1999). "Directive (1999/31/EC) on the landfill of waste", Official Journal of the European Communities L182/1 (16.7.1999).
- 40 Porter, M. E. (1980). "Competitive strategy: techniques for analyzing industries and competitors.", ISBN 0-684-84148-7.
- 42 Vercaemst, P. and De Clercq, L. (2003). "Porter's 5 forces proposal for chapter 5", personal communication.
- 44 European Commission (1999). "Directive (1999/13/EC) on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain activities and installations", L85/1.
- 45 Goetz, R.; Wiesert, P.; Rippen, G. and Fehrenbach, H. (2001). "Medienübergreifende Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Tätigkeiten".
- 46 European Chemicals Bureau (2003). "Technical Guidance Document on Risk Assessment".
- 47 European Commission (1993). "Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risks to man and the environment of substances

- notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC", Official Journal L 227, 08/09/1993.
- 48 European Commission (1994). "Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC) No 793/93 (Text with EEA relevance)", Official Journal L 161, 29/06/1994.
 - 49 European Commission (1998). "Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council of 16 February 1998 concerning the placing of biocidal products on the market", Official Journal L 123, 24/04/1998.
 - 50 Bjerrum, J. D. (2003). "Valuing NOx and SO2 in calculating the costs of reducing CO2", personal communication.
 - 51 Ahmadzai, H. (2003). "Swedish costs figures and reference.", personal communication.
 - 52 Gooverts, L.; Luyckx, W.; Vercaemst, P.; De Meyer, G. and Dijkmans, R. (2002). "Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren ('Best available techniques for combustion installations and stationary engines')".
 - 53 Vercaemst, P. (2003). "Use of reference values in member states - Belgium".
 - 54 Infomil (2001). "Cost effectiveness of Environmental Measures".
 - 58 Ahmadzai, H. (2003). "Economics and Cross-Media Effects, Draft 1 Consultation Comments", personal communication.
 - 61 Vito; Meynaerts, E.; Ochelen, S. and Vercaemst, P. (2003). "Milieukostenmodel voor Vlaanderen - Achtergronddocument ('Environmental costing model for the Flemish region - Background document')".
 - 62 Federal Environmental Agency Germany (1999). "Bewertung in Ökobilanzen", UBA-Texte 92/99.

GLOSSAIRE

Terme	Explication
<i>Analyse de contribution</i>	Comparaison des résultats à l'aide d'une référence standard telle que la charge européenne totale dans le but de donner un aperçu de l' importance relative des résultats.
<i>Année de base</i>	Dans le contexte du traitement de données dépendant du temps telles que les coûts ou les émissions, l'année de base est l'année sélectionnée pour la mise en forme des données d'entrée brutes. L'année de base sert d'année à partir de laquelle les projections du cas de base sont réalisées.
<i>Avantage(s)</i>	Voir <i>Bénéfices</i> .
EI PPC	Bureau européen de l'IPPC.
<i>Bénéfices</i>	Utilisé dans le présent document comme synonyme « d'avantages » pour désigner les incidences positives ou négatives sur l'environnement considérées comme étant dues à la mise en œuvre d'une technique ou d'une autre mesure environnementale.
BREF	Document de référence sur les MTD.
<i>Cas de base</i>	La situation existante. La projection du cas de base est parfois appelée le scénario « du business as usual » ou « de base ».
<i>CL 50</i>	Concentration létale 50. La concentration la plus basse d'une substance dans l'eau ou l'air ambiant en milligrammes par litre suffisante pour entraîner la mort de 50 % de la population testée sur une période définie (par exemple, 96 heures pour les poissons, 48 heures pour les daphnies).
<i>Coefficient de récupération du capital</i>	Coefficient utilisé pour calculer les coûts annuels de capital d'une technique de protection de l'environnement. Un coefficient de récupération du capital peut également être utilisé pour déterminer le coût annuel équivalent du flux de trésorerie annuel (c'est-à-dire les frais d'investissement initiaux et la série de coûts « nets » annuels d'exploitation et de maintenance) engagé pendant la durée de vie utile d'une technique de protection de l'environnement.
<i>Conflits d'impacts croisés</i>	Résolution des problèmes où se trouvent des effets concurrents sur l'environnement, ou des effets difficiles à comparer (par exemple, la réduction des NO _x contre la consommation énergétique).
<i>Coût annuel équivalent</i>	Voir <i>coût de capital annuel</i> .
<i>Coût annuel total</i>	Le coût annuel total d'une technique correspond au paiement annuel uniforme requis pour couvrir tant les coûts annuels nets d'exploitation et de maintenance, que les coûts annuels en capital (sous forme de récupération de capital et de coût de capital).
<i>Coût capital annuel</i>	Paiement égal ou uniforme réalisé chaque année sur la durée de vie utile de la technique proposée. La somme de tous les paiements a la même <i>valeur actuelle</i> que les frais d'investissement initiaux. Le coût du capital annuel d'un actif reflète le coût d'opportunité pour l'investisseur de détenir l'actif.
<i>Coût d'opportunité</i>	Valeur que revêt un bien rare dans sa meilleure utilisation alternative suivante. Le vrai coût économique d'un bien est donné par son coût d'opportunité.

<i>Coût d'opportunité du capital</i>	Taux de rentabilité attendu qui est délaissé en investissant dans la technique proposée plutôt que dans le meilleur investissement alternatif.
<i>Coûts d'exploitation et de maintenance</i>	Le coût de l'énergie, de la main-d'œuvre, des matériaux et des services environnementaux nécessaires pour exploiter et entretenir la technique proposée sur une seule année. Les coûts d'exploitation et de maintenance peuvent comprendre des coûts annuels fixes associés à des frais d'administration, des primes d'assurance et autres frais généraux. Toutefois, ils excluent tous les coûts associés au financement et l'amortissement de l'installation ou de l'équipement. Ceux-ci sont couverts par l'utilisation d'un coefficient de récupération de capital lors de la détermination des coûts annuels totaux ou des coûts totaux en capital. Étant donné que les coûts d'exploitation et de maintenance sont engagés chaque année tout au long de la durée de vie utile de la technique, ils sont également appelés dépenses <i>courantes</i> .
<i>Coûts directs</i>	Les coûts directs concernent les coûts que l'on peut principalement affecter à la technique proposée, c'est-à-dire que les coûts directs mesurent la valeur des ressources supplémentaires utilisées pour acheter, installer, exploiter et entretenir la ou les techniques.
<i>Coûts évités</i>	La valeur de toute économie sur les coûts de main-d'œuvre, d'énergie ou de matériaux par rapport au cas de base, réalisée grâce à l'exploitation de la technique.
<i>Coûts externes</i>	Coût économique n'étant normalement pas pris en compte dans les marchés ou dans les décisions prises par les acteurs du marché. Un coût externe négatif serait, par exemple, lorsqu'il faut repeindre des surfaces plus fréquemment en raison de la pollution atmosphérique entraînant une dégradation de la surface peinte. Ce n'est pas le pollueur qui paye la réfection de la peinture, c'est donc un coût externe.
<i>Coûts indirects</i>	Les coûts indirects sont les coûts associés à des variations de la demande dans des marchés ou des secteurs de l'économie qui sont en interaction, par l'intermédiaire d'effets d'entraînement amont et aval. Par exemple, les frais (directs) sur une technique de protection de l'environnement peuvent induire des variations de la demande pour certaines ressources et des services apparentés dans l'économie. La valeur nette de ces variations induites est un coût indirect de l'investissement.
<i>Coûts/frais supplémentaires</i>	Cette expression se rapporte à la différence entre tous les coûts engagés dans le cas de base ou la situation existante, et les coûts engagés lors de la mise en œuvre des autres options considérées.
<i>NOEC</i>	Concentration sans effet observé.
<i>PNEC</i>	Concentration sans effet prévu. La concentration à laquelle aucun effet toxique n'est observé.
<i>CMT</i>	Concentrations maximales tolérables.
<i>Déflation</i>	Baisse du niveau général des prix ou augmentation du pouvoir d'achat de l'argent.

<i>DEM</i>	Mark allemand
<i>Dépense</i>	Flux de trésorerie réels. La dépense dans une année donnée peut concerner tant l'investissement (dépense en capital) que les coûts d'exploitation et la consommation.
<i>Dotation aux amortissements</i>	Les biens d'équipement (par exemple, l'équipement pour la réduction de la pollution) sont généralement utilisés sur une période de temps. Chaque année, une partie de l'utilité de ces actifs disparaît, en conséquence une partie des frais d'investissement d'origine doit être considérée comme un coût (en capital) annuel. Le terme « amortissement » se rapporte à l'affectation systématique du coût sur les périodes comptables de sa durée utile.
<i>DJA</i>	Dose journalière admissible.
<i>DKK</i>	Couronne danoise.
<i>DL 50</i>	Dose létale 50. La dose la plus basse d'une substance administrée à des espèces telles que des souris et des rats suffisante pour entraîner la mort de 50 % de la population testée sur une période définie (n'étant pas supérieure à 14 jours), exprimée en milligrammes de substance testée par kilogramme de poids corporel.
<i>Durée de vie économique</i>	Moment où les coûts marginaux d'exploitation et de maintenance d'une technique de protection de l'environnement dépassent les bénéfices marginaux provenant des actifs (généralement, du fait que d'autres facteurs, tels qu'un changement technologique ou des variations des circonstances économiques, peuvent rendre l'actif obsolète ou inadéquat). La durée de vie économique d'une technique de protection de l'environnement peut être différente de sa <i>durée de vie technique</i> , la durée de vie économique étant généralement plus courte que la durée de vie technique.
<i>Durée de vie technique</i>	Durée de vie « physique » estimée d'une technique, c'est-à-dire le temps qu'il faut à l'actif pour littéralement s'user en raison de la dégradation « physique ». La durée de vie technique estimée d'une technique est une fonction du régime d'entretien supposé. Une bonne politique de réparation peut allonger la durée de vie de l'actif.
<i>Économies d'échelle</i>	Fait d'augmenter l'efficacité en augmentant les quantités produites . Par exemple, si un exploitant peut réduire ses coûts de production en achetant en vrac ou en augmentant la capacité de la ligne de production, etc.
<i>Effets d'impacts croisés</i>	Calcul des impacts sur l'environnement des émissions dans l'eau, l'air ou le sol, de l'utilisation énergétique, de la consommation de matières premières, du bruit et de la consommation d'eau, etc.
<i>Efficacité</i>	Mesure de l'efficacité d'une technique pour obtenir un résultat particulier. Dans certains cas, elle peut être exprimée sous forme d'un ratio des intrants sur les produits sortants .

<i>Élasticité par rapport au prix</i>	Décrit comment la demande pour un produit de base varie avec l'augmentation du prix. Si la demande baisse fortement alors que le prix augmente, alors le produit de base est élastique, dans le cas contraire il est inélastique. Si la variation en pourcentage de la quantité demandée est supérieure à celle du prix, alors le produit de base a un prix élastique. On peut l'exprimer sous forme d'un nombre sans dimension $[(\Delta D/D)/(\Delta P/P)]$ où ΔD est la variation de la demande D et ΔP la variation du prix P.
<i>Émission</i>	Rejet direct ou indirect dans l'air, l'eau ou la terre, de substances, vibrations, chaleur ou bruit à partir de sources individuelles ou diffuses de l'installation.
<i>Actualisation</i>	Méthode de détermination de la valeur présente de futurs flux de trésorerie.
<i>EUR</i>	Euro
<i>Facteur d'émission</i>	Taux moyen estimé d'émission d'un polluant donné pour une source donnée, par rapport à des unités d'activité.
<i>FEI</i>	Forum d'échange d'informations (organe consultatif informel du cadre de la directive IPPC).
<i>FL</i>	Fuel lourd.
<i>Flux de trésorerie</i>	Pour une année donnée, le flux de trésorerie associé à une technique ou une mesure de protection de l'environnement représente la différence entre l'argent encaissé et l'argent versé. Une fois que la technique de protection de l'environnement est opérationnelle, le flux de trésorerie d'une année donnée va couvrir les coûts d'exploitation et de maintenance moins les produits de la vente de produits dérivés et toute épargne associée. De la même manière, avant que la technique soit opérationnelle, le flux de trésorerie ne comprendra que les frais d'investissement. Les flux de trésorerie ne comprennent que les coûts car ils sont engagés. Les amortissements ne sont pas des flux de trésorerie.
<i>Flux de trésorerie actualisé</i>	Valeur présente des futurs flux de trésorerie attendus.
<i>Frais</i>	Les frais doivent être payés à une institution ou un établissement public (frais pour les déchets locaux et élimination des eaux usées, frais d'autorisation ou de surveillance des installations de protection de l'environnement).
<i>Charges imputables au paiement des intérêts</i>	Charges engagées pour l'utilisation de l'argent (c'est-à-dire l'intérêt sur les prêts ou l'investissement). La charge annuelle imputable au paiement des intérêts sur le solde des capitaux non-payé fait partie du coût annuel du capital .
<i>Frais d'investissement</i>	Frais totaux engagés dans une année donnée pour acheter du matériel de dépollution ou des équipements industriels chez un fournisseur, et tous les frais associés pour installer l'équipement et le rendre opérationnel. Ceci comprend l'achat du terrain, la préparation générale du site, etc.

<i>Frais généraux</i>	Les frais généraux sont les frais que l'on ne peut pas relier directement à un objet individuel ou un coût unitaire . En général, ils sont soldés sous forme de taux d'heures supplémentaires ou de pourcentages relatifs aux coûts, et plus tard , dans les calculs, sont répartis entre les produits, où ils sont comptabilisés comme frais généraux de l'unité de coût (par exemple, frais d'administration, etc.).
<i>GBP</i>	Livre sterling.
<i>GJ</i>	Gigajoule (1GJ = 10 ⁹ joules).
<i>Inflation</i>	Augmentation du niveau général des prix d'un produit ou d'un service ou réduction du pouvoir d'achat de l'argent.
<i>Mesure</i>	Technique ou combinaison de techniques.
<i>MJ</i>	Mégajoule (1 MJ = 1000 kJ = 10 ⁶ joules).
<i>MTD</i>	Meilleures Techniques Disponibles
<i>Niveau général des prix</i>	Prix moyen pondéré de tous les biens et services de l'économie, par rapport à leurs prix à une certaine date fixe du passé. Le niveau général des prix montre ce qui arrive aux prix en moyenne, pas ce qui arrive aux prix des biens individuels. Les variations du niveau général des prix sont mesurées par <i>l'indice des prix à la consommation</i> , l'année de base ayant la valeur 100.
<i>NOAEL</i>	Niveau sans effet nocif observé.
<i>Normalisation</i>	Voir <i>analyse de contribution</i> .
<i>PIB</i>	Produit intérieur brut.
<i>Polluant</i>	Substance individuelle ou groupe de substances pouvant nuire à l'environnement ou l'affecter.
<i>Pouvoir d'achat</i>	Aptitude de l'argent à acheter des biens et des services. Au fur et à mesure que le niveau général des prix augmente, le pouvoir d'achat de l'argent diminue. Ainsi, en périodes d'inflation, une quantité en augmentation constante d'argent est nécessaire pour représenter une quantité donnée de pouvoir d'achat.
<i>Prix constants</i>	Voir <i>Prix réels</i> .
<i>Prix courants</i>	Voir <i>prix nominaux</i> .
<i>Prix nominaux (courants)</i>	Prix mesuré en termes de pouvoir d'achat de la date en question. Les prix nominaux n'ont pas été corrigés pour tenir compte des effets de l'inflation .
<i>Prix réels (constants)</i>	Les variables de prix réels ou constants corrigent les variables nominales pour tenir compte des variations du niveau général des prix. Ce sont des prix qui ont été corrigés pour tenir compte de l'inflation .
<i>Produits, revenus, recettes</i>	Revenu (annuel) généré, par exemple, au moyen de la vente de matériaux revalorisés ou d'énergie générée par l'exploitation d'une technique proposée.
<i>SEK</i>	Couronne suédoise.

<i>Source de pollution</i>	Source d'émission. Les sources de pollution peuvent être classées parmi (i) les sources ponctuelles ou concentrées ; (ii) les sources dispersées ou les émissions fugitives ; et (iii) les sources linéaires, y compris les sources mobiles (transport) et fixes.
<i>Taux d'actualisation</i>	Taux utilisé pour ramener les futurs flux de trésorerie à leur valeur présente.
<i>Taux d'actualisation/d'intérêt nominal</i>	Les taux d' actualisation nominaux ou courants concernent les taux tels quels au moment où ils ont été mesurés. De tels taux n'ont pas été corrigés pour tenir compte des effets de l'inflation.
<i>Taux d'actualisation/d'intérêt réel</i>	Taux d' actualisation /d'intérêt nominal corrigé pour tenir compte de l'inflation de sorte qu'il prenne en compte une augmentation du pouvoir d'achat. Le taux d' actualisation ou d'intérêt nominal réel mesure la quantité de consommation supplémentaire que l'on peut obtenir dans la période 2 si on délaie une partie de la consommation dans la période 1.
<i>Taux d'intérêt</i>	Rapport entre l'intérêt appliqué sur une période de temps et les frais d'investissement d'origine.
<i>Thèmes environnementaux</i>	Utilisés dans le présent document pour décrire les incidences ou les impacts pouvant être assemblés pour l'évaluation. Dans la méthodologie sur es effets croisés , les thèmes suivants sont utilisés : <ul style="list-style-type: none"> - toxicité pour l'homme - réchauffement global - toxicité aquatique - acidification - eutrophisation - destruction de la couche d' ozone - création d'ozone photochimique - appauvrissement abiotique. Ces thèmes environnementaux sont analogues aux catégories des impacts mentionnées dans la norme ISO 14042.
<i>TJ</i>	Térajoule (1 TJ = 10 ¹² joules).
<i>Valeur actuelle</i>	Quantité d'argent considérée à ce jour équivalente à une entrée ou une sortie de trésorerie devant avoir lieu dans le futur. C'est-à-dire, la valeur actualisée des futurs flux de trésorerie.

ANNEXES

ANNEXE 1 – POTENTIELS DE TOXICITÉ POUR L'HOMME

Liste de facteurs de toxicité sans dimension concernant certains polluants atmosphériques potentiellement pertinents.

Les facteurs de cette liste sont prévus pour n'être utilisés que pour évaluer les unités d'effets de toxicité généraux pour comparer les techniques sur une base sectorielle. Ils n'ont pas d'autre but.

L'application de ces facteurs au calcul du potentiel de toxicité pour l'homme d'une technique/d'un procédé est exposée dans la Section 2.5.1 :

Simplification et limitations du tableau :

La **méthode** repose sur certaines simplifications telles que (a) aucune distinction du type de l'effet de toxicité, (b) aucune analyse des effets synergiques ou antagonistes n'est intégrée et (c) seuls les effets chroniques (à long terme) sont intégrés. Les facteurs ne peuvent apporter qu'une vague indication de la toxicité relative.

Les facteurs proviennent des limites d'exposition professionnelle allemandes, divisées par le chiffre **correspondant pour le** plomb. Source de référence : TRGS-900. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz "Luftgrenzwerte". Stand April 2003.

Valeurs TRGS allemandes = valeurs limites dans l'atmosphère sur le milieu de travail (comprend les CMTM = concentrations en milieu de travail maximale basées sur le risque, et les valeurs de lignes directrices techniques : valeurs **en** milieu de travail que l'on peut techniquement obtenir sur les milieux de travail.

	Substance	Facteur de toxicité pour l'homme
1	1,1,1-Trichloroéthane	11 000,00
2	1,2,4-Trichlorobenzène	38,00
3	1,2-Dichlorobenzène	610,00
4	1,2-Dichloroéthane	200,00
5	1,4-Dichlorobenzène	3 000,00
6	1,4-Dioxane	730,00
7	2,2'-Oxydiéthanol	440,00
8	2-Aminoéthanol	51,00
9	2-Butoxyéthanol	980,00
10	2-Éthoxyéthanol	190,00
11	2-Éthoxyéthylacétate	270,00
12	2-Méthoxyéthanol	160,00
13	2-Méthoxyéthylacétate	250,00
14	Acétaldéhyde	910,00
15	Acétate de butyle	960,00

16	Acétate de méthyle	6 100,00
17	Acétate de vinyle	360,00
18	Acétate d'éthyle	15 000,00
19	Acétone	12 000,00
20	Acétonitrile	340,00
21	Acide acrylique	
22	Acryaldéhyde	2,50
23	Acrylamide	0,30
24	Acrylate de méthyle	180,00
25	Acrylate d'éthyle	210,00
26	Acrylonitrile	70,00
27	Ammoniac	350,00
28	Aniline	77,00
29	Anisidine, o- et p-	5,10
30	Antimoine et composés	5,00
31	Arsenic et composés	1,00
32	Benzène	32,50
33	Benzo-a-pyrène	0,05
34	Benzylbutylphtalate	30,00
35	Béryllium et composés (sous forme de Be)	0,02
36	Bis(2-éthylhexyl) phtalate	100,00
37	Buta-1,3-diène	110,00
38	Butan-2-one	6 000,00
39	Butane	24 000,00
40	Cadmium et composés	0,15
41	Chlore	15,00
42	Chlorobenzène	470,00
43	Chloroforme	
44	Chlorométhane	1 000,00
45	Chlorure de vinyle	50,00
46	Chlorure d'hydrogène	80,00
47	Chrome VI, composés	0,50
48	Cobalt et composés	1,00
49	Crésols, tous isomères	220,00
50	Cuivre, poussières et brouillards (sous forme de Cu)	10,00
51	Cumène	2 500,00
52	Cyclohexane	7 000,00
53	Cyclohexanone	800,00
54	Dichlorométhane	3 500,00
55	Diméthylsulphate	1,00
56	Diméthylamine	37,00

57	Diméthylaniline, NN-	250,00
58	Diméthylformamide	300,00
59	Dioxyde d'azote	95,00
60	Dioxyde de soufre	13,00
61	Diphénylamine	50,00
62	Disulfure de carbone	300,00
63	Étain : composés, inorganique, sauf SnH ₄	20,00
64	Éthanol	9 600,00
65	Éthylamine	94,00
66	Éthylbenzène	4 400,00
67	Fluor (sous forme de F)	25,00
68	Fluorure d'hydrogène	-
69	Formaldéhyde	6,20
70	Hydrazine	1,30
71	Hydroxyde de sodium	20,00
72	Isocyanates (sous forme de NCO)	0,00
73	Manganèse et composés	5,00
74	Mercure et composés, sauf les alkyles de mercure, sous forme de Hg	0,10
75	Méthacrylate de méthyle	2 100,00
76	Méthanol	2 700,00
77	Méthyl-tert-butyl-éther	-
78	Monoxyde d'azote	300,00
79	Monoxyde de carbone	350,00
80	Naphtalène	500,00
81	n-Hexane	1 800,00
82	Nickel et composés inorganiques	0,50
83	Nitrobenzène	50,00
84	NN-Diméthylaniline	250,00
85	Oxyde de zinc	50,00
86	Ozone	2,00
87	Phénol	190,00
88	Phosgène	0,82
89	Plomb	1,00
90	Propan-2-ol	5 000,00
91	Pyridine	160,00
92	Styrène	860,00
93	Sulfure d'hydrogène	140,00
94	Tétrachloroéthylène	3 450,00
95	Tétrachlorure de carbone	640,00
96	Toluène	1 900,00
97	Trichloroéthylène	2 700,00

98	Triméthylbenzènes, tous les isomères ou mélanges	1 000,00
99	Vanadium	5,00
100	Xylène, o-, m-, p- ou isomères mixtes	4 400,00

ANNEXE 2 – POTENTIELS DE RÉCHAUFFEMENT GLOBAL

Le tableau suivant donne les « potentiels de réchauffement **direct global** » (en masse), par rapport au dioxyde de carbone, des gaz dont la durée de vie a été adéquatement caractérisée.

Gaz	Formule chimique	Durée de vie dans l'atmosphère (années)	Potentiel de réchauffement global (pour un horizon temporel de 100 ans)
Dioxyde de carbone	CO ₂		1
Méthane	CH ₄	12	23
Oxyde nitreux	N ₂ O	114	296
Chlorofluorocarbones			
CFC-11	CCl ₃ F	45	4600
CFC-12	CCl ₂ F ₂	100	10600
CFC-13	CClF ₃	640	14000
CFC-113	CCl ₂ FCClF ₂	85	6000
CFC-114	CClF ₂ CClF ₂	300	9800
CFC-115	CF ₃ CClF ₂	1700	7200
Hydrochlorofluorocarbones			
HCFC-21	CHCl ₂ F	2	210
HCFC-22	CHClF ₂	11,9	1700
HCFC-123	CF ₃ CHCl ₂	1,4	120
HCFC-124	CF ₃ CHClF	6,1	620
HCFC-141b	CH ₃ CCl ₂ F	9,3	700
HCFC-142b	CH ₃ CClF ₂	19	2400
HCFC-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	2,1	180
HCFC-225cb	CClF ₂ CF ₂ CHClF	6,2	620
Hydrofluorocarbones			
HFC-23	CHF ₃	260	12000
HFC-32	CH ₂ F ₂	5	550
HFC-41	CH ₃ F	2,6	97
HFC-125	CHF ₂ CF ₃	29	3400
HFC-134	CHF ₂ CHF ₂	9,6	1100
HFC-134a	CH ₂ FCF ₃	13,8	1300
HFC-143	CHF ₂ CH ₂ F	3,4	330
HFC-143a	CF ₃ CH ₃	52	4300
HFC-152	CH ₂ FCH ₂ F	0,5	43
HFC-152a	CH ₃ CHF ₂	1,4	120
HFC-161	CH ₃ CH ₂ F	0,3	12
HFC-227ea	CF ₃ CHF ₂ CF ₃	33	3500
HFC-236cb	CH ₂ FCF ₂ CF ₃	13,2	1300
HFC-236ea	CHF ₂ CHF ₂ CF ₃	10	1200
HFC-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	220	9400
HFC-245ca	CH ₂ FCF ₂ CHF ₂	5,9	640
HFC-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	7,2	950
HFC-365mfc	CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃	9,9	890
HFC-43-10mee	CF ₃ CHFCH ₂ CF ₂ CF ₃	15	1500
Chlorocarbones			
CH ₃ CCl ₃		4,8	140
CCl ₄		35	1800

CHCl ₃		0,51	30
CH ₃ Cl		1,3	16
CH ₂ Cl ₂		0,46	10
Bromocarbones			
CH ₃ Br		0,7	5
CH ₂ Br ₂		0,41	1
CHBrF ₂		7	470
Halon-1211	CBrClF ₂	11	1300
Halon-1301	CBrF ₃	65	6900
Iodocarbones			
CF ₃ I		0,005	1
Espèces entièrement fluorées			
SF ₆		3200	22200
CF ₄		50000	5700
C ₂ F ₆		10000	11900
C ₃ F ₈		2600	8600
C ₄ F ₁₀		2600	8600
c-C ₄ F ₈		3200	10000
C ₅ F ₁₂		4100	8900
C ₆ F ₁₄		3200	9000
Éthers et éthers halogénés			
CH ₃ OCH ₃		0,015	1
(CF ₃) ₂ CFOCH ₃		3,4	330
(CF ₃)CH ₂ OH		0,5	57
CF ₃ CF ₂ CH ₂ OH		0,4	40
(CF ₃) ₂ CHOH		1,8	190
HFE-125	CF ₃ OCHF ₂	150	14900
HFE-134	CHF ₂ OCHF ₂	26,2	6100
HFE-143a	CH ₃ OCF ₃	4,4	750
HCFE-235da2	CF ₃ CHClOCHF ₂	2,6	340
HFE-245cb2	CF ₃ CF ₂ OCH ₃	4,3	580
HFE-245fa2	CF ₃ CH ₂ OCHF ₂	4,4	570
HFE-254cb2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₃	0,22	30
HFE-347mcc3	CF ₃ CF ₂ CF ₂ OCH ₃	4,5	480
HFE-356pcf3	CHF ₂ CF ₂ CH ₂ OCHF ₂	3,2	430
HFE-374pc2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₂ CH ₃	5	540
HFE-7100	C ₄ F ₉ OCH ₃	5	390
HFE-7200	C ₄ F ₉ OC ₂ H ₅	0,77	55
H-Galden 1040x	CHF ₂ OCF ₂ OC ₂ F ₄ OCHF ₂	6,3	1800
HG-10	CHF ₂ CHF ₂ OCF ₂ OCHF ₂	12,1	2700
HG-01	CHFOCF ₂ CF ₂ CHFOCF ₂ OCHF ₂	6,2	1500

Annexe 2. Tableau 1 [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001]

http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/248.htm

Le tableau suivant répertorie les « potentiels de réchauffement global direct » (en masse) par rapport au dioxyde de carbone, des gaz dont les durées de vie ont été déterminées uniquement par des moyens indirects plutôt que par des mesures de laboratoire, ou pour lesquels une incertitude existe quant aux processus de dégradation. L'efficacité radiative est définie par rapport à tout le ciel.

Gaz	Formule chimique	Durée de vie dans l'atmosphère (années)	Potentiel de réchauffement global (horizon temporel de 100 ans)
NF ₃		740	10 800
SF ₅ CF ₃		>1000 *	>17 500
c-C ₃ F ₆		>1000 *	>16 800
HFE-227ea	CF ₃ CHFOCF ₃	11	1 500
HFE-236ea2	CF ₃ CHFOCHF ₂	5,8	960
HFE-236fa	CF ₃ CH ₂ OCF ₃	3,7	470
HFE-245fa1	CHF ₂ CH ₂ OCF ₃	2,2	280
HFE-263fb2	CF ₃ CH ₂ OCH ₃	0,1	11
HFE-329mcc2	CF ₃ CF ₂ OCF ₂ CHF ₂	6,8	890
HFE-338mcf2	CF ₃ CF ₂ OCH ₂ CF ₃	4,3	540
HFE-347mcf2	CF ₃ CF ₂ OCH ₂ CHF ₂	2,8	360
HFE-356mec3	CF ₃ CHF ₂ CF ₂ OCH ₃	0,94	98
HFE-356pcc3	CHF ₂ CF ₂ CF ₂ OCH ₃	0,93	110
HFE-356pcf2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₂ CHF ₂	2	260
HFE-365mcf3	CF ₃ CF ₂ CH ₂ OCH ₃	0,11	11
(CF ₃) ₂ CHOCHF ₂		3,1	370
(CF ₃) ₂ CHOCH ₃		0,25	26
-(CF ₂) ₄ CH(OH)-		0,85	70

* Limite inférieure estimée sur la base de la structure perfluorée.

Annexe 2. Tableau 2 [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001]

http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/249.htm#tab68

ANNEXE 3 – POTENTIELS DE TOXICITÉ AQUATIQUE

Numéro CAS	Substance	PNEC _{TGD} (mg/l)	Facteur d'effet ACV (l/mg)	Fiabilité
71-55-6	1,1,1-Trichloroéthane	2,1E+00	4,8E-01	A&S/QSAR
634-66-2	1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	2,3E-02	4,3E+01	A&S/QSAR
634-90-2	1,2,3,5-Tétrachlorobenzène	2,2E-02	4,5E+01	A&S/QSAR
87-61-6	1,2,3-Trichlorobenzène	6,4E-02	1,6E+01	A&S/QSAR
95-94-3	1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	2,6E-02	3,8E+01	A&S/QSAR
120-82-1	1,2,4-Trichlorobenzène	7,9E-02	1,3E+01	A&S/QSAR
95-50-1	1,2-Dichlorobenzène	2,7E-01	3,7E+00	A&S/QSAR
107-06-2	1,2-Dichloroéthane	1,4E+01	7,1E-02	A&S/QSAR
108-70-3	1,3,5-Trichlorobenzène	5,7E-02	1,8E+01	A&S/QSAR
106-99-0	1,3-Butadiène	7,13E-02	1,40E+01	TGD/1000
541-73-1	1,3-Dichlorobenzène	2,1E-01	4,8E+00	A&S/QSAR
106-46-7	1,4-Dichlorobenzène	2,6E-01	3,8E+00	A&S/QSAR
100-00-5	1-Chloro-4-nitrobenzène	3,2E-03	3,1E+02	TGD/100
634-83-3	2,3,4,5-Tétrachloroaniline	3,2E-04	3,1E+03	TGD/100
-	2,3,4,6-Tétrachloroaniline	Pas de données disponibles		
58-90-2	2,3,4,6-Tétrachlorophénol	1,4E-03	7,1E+02	TGD/100*
634-93-5	2,3,4-Trichloroaniline	7,3E-03	1,4E+02	TGD/100*
3481-20-7	2,3,5,6-Tétrachloroaniline	3E-04	3E+03	TGD/1000
1746-01-6	2,3,7,8-TCDD (dioxine)	1,2E-09	8,3E+08	TGD/10
87-59-2	2,3-Diméthylaniline	1,6E-03	6,3E+02	TGD/100
93-76-5	2,4,5-T	1,6E-01	6,3E+00	TGD/100
636-30-6	2,4,5-Trichloroaniline	1,8E-02	5,6E+01	TGD/100*
95-95-4	2,4,5-Trichlorophénol	4,8E-03	2,1E+02	TGD/50
634-93-5	2,4,6-Trichloroaniline	2,3E-03	4,3E+02	TGD/1000
88-06-2	2,4,6-Trichlorophénol	1,3E-02	7,7E+01	TGD/50
2683-43-4	2,4-Dichloro-6-nitroaniline	2,1E-03	4,8E+02	TGD/1000
554-00-7	2,4-Dichloroaniline	5,0E-02	2,0E+01	A&S/n=14
120-83-2	2,4-Dichlorophénol	5,8E-03	1,7E+02	TGD/50
95-68-1	2,4-Diméthylaniline	2,5E-01	4,0E+00	A&S/n=6
97-02-9	2,4-Dinitroaniline	9,6E-03	1,0E+02	TGD/1000
94-75-7	2,4 D (acide 2,4-dichlorophénoxyacétique)	9,9E-03	1,0E+02	A&S/n=19
95-82-9	2,5-Dichloroaniline	2,9E-03	3,4E+02	TGD/1000
608-31-1	2,6-Dichloroaniline	1E-03	1E+03	TGD/1000
615-65-6	2-Chloro-4-méthylaniline	3,6E-02	2,8E+01	TGD/1000
1121-87-9	2-Chloro-4-nitroaniline	2,0E-02	5,0E+01	TGD/10000
95-57-8	2-Chlorophénol	3E-03	3E+02	TGD/100
95-53-4	2-Méthylaniline	2,3E-01	4,3E+00	A&S/n=6
95-51-2	2-Monochloroaniline	6,4E-04	1,6E+03	TGD/50
88-74-4	2-Nitroaniline	1,9E-02	5,3E+01	TGD/1000
95-76-1	3,4-Dichloroaniline	8,0E-04	1,3E+03	A&S/n=29
95-64-7	3,4-Diméthylaniline	1,6E-04	6,3E+03	TGD/100
626-43-7	3,5-Dichloroaniline	1,1E-02	9,1E+01	TGD/100*
95-74-9	3-Chloro-4-méthylaniline	8,5E-03	1,5E+02	TGD/50
108-44-1	3-Méthylaniline	1,5E-04	1,5E+04	TGD/100
108-42-9	3-Monochloroaniline	1,3E-03	7,7E+02	TGD/10
99-09-2	3-Nitroaniline	1E-02	1E+02	TGD/50
106-49-0	4-Méthylaniline	2E-03	5E+02	TGD/100*

106-47-8	4-Monochloroaniline	8,0E-04	1,3E+03	A&S/n=7
100-01-6	4-Nitroaniline	4,3E-01	2,3E+00	A&S/n=6
98-07-7	α,α,α -Trichlorotoluène	2,7E-02	3,7E+01	TGD/1000
98-87-3	α,α -Dichlorotoluène	Pas de données disponibles		
100-44-7	α -Chlorotoluène	1,3E-03	7,7E+02	TGD/1000
959-98-8	α -Endosulfan	2E-05	5E+04	TGD/10
319-84-6	α -Hexachlorocyclo-hexane (α -HCH)	3,5E-03	2,9E+02	A&S/n=7
30560-19-1	Acéphate	6,4E-03	1,6E+02	TGD/1000
107-02-8	Acroléine	7E-06	1E+05	TGD/1000
107-13-1	Acrylonitrile	7,6E-03	3E+02	TGD/1000
116-06-3	Aldicarbe	2E-05	5E+04	TGD/50
309-00-2	Aldrine	2,9E-05	3,4E+04	A&S/n=6
-	Alkyldiméthylbenzyl-ammonium	Pas de données disponibles		
7664-41-7	Ammoniac	1,6E-03	6,3E+02	TGD/100
101-05-3	Anilazine	2E-04	6E+03	TGD/50
120-12-7	Anthracène	3,34E-05	2,99E+04	TGD/50
7440-36-0	Antimoine	4,6E+00	2,2E+01	TGD/50
7440-38-2	Arsenic	2,4E-02	4,2E+01	A&S/n=17
1332-21-4	Amiante	Pas de données disponibles		
1912-24-9	Atrazine	2,9E-03	3,4E+02	A&S/n=23
2642-71-9	Azinphos-éthyl	1,1E-05	9,1E+04	TGD/100*
86-50-0	Azinphos-méthyl	1,2E-05	,3E+04	A&S/n=12
319-85-7	β -hexachlorocyclohexane (β -HCH)	6,1E-03	1,6E+02	A&S/n=6
7440-39-3	Baryum	5,8E-02	1,7E+01	TGD/50
17804-35-2	Bénomyl	1,5E-04	6,7E+03	TGD/100*
25057-89-0	Bentazone	6,4E-02	1,6E+01	TGD/1000
71-43-2	Benzène	2,4E+00	4,2E-01	A&S/QSAR
56-55-3	Benzo(a)anthracène	1,0E-05	1,0E+05	TGD/1000
50-32-8	Benzo(a)pyrène	5E-06	2E+05	TGD/1000
205-99-2	Benzo(b)fluoranthène	2,2E-06	4,5E+05	TGD/1000
191-24-2	Benzo(ghi)pérylène	3,0E-05	3,3E+04	A&S/QSAR
207-08-9	Benzo(k)fluoranthène	3,6E-06	2,8E+05	TGD/100
7440-41-7	Béryllium	1,6E-04	6,3E+03	A&S/n=7
82657-04-3	Bifenthrine	1,1E-06	9,1E+05	TGD/100*
85-68-7	Butylbenzylphthalate	7,5E-03	1,3E+02	TGD/10
7440-43-9	Cadmium	3,4E-04	2,9E+03	A&S/n=87
2425-06-1	Captafol	2,8E-05	3,6E+04	TGD/1000
133-06-2	Captane	2,2E-05	4,5E+04	TGD/50
63-25-2	Carbaryl	2,3E-04	4,3E+03	A&S/n=17
10605-21-7	Carbendazime	2E-04	5E+03	TGD/50
1563-66-2	Carbofurane	2,0E-04	5,0E+03	TGD/50
75-15-0	Bisulfure de carbone	2,1E-03	4,8E+02	TGD/1000
75-69-4	CFK-11 (CFCL ₃)	Pas de données disponibles		
26523-64-8	CFK-113 (C ₂ F ₃ CL ₃)	Pas de données disponibles		
1320-37-2	CFK-114 (C ₂ F ₄ CL ₂)	Pas de données disponibles		
76-15-3	CFK-115 (C ₂ F ₅ CL)	Pas de données disponibles		
75-71-8	CFK-12 (CF ₂ CL ₂)	Pas de données disponibles		
75-72-9	CFK-13 (CF ₃ CL)	Pas de données disponibles		
57-74-9	Chlordane	1,5E-06	6,7E+05	TGD/10
470-90-6	Chlorfenvinphos	3E-03	3E+02	TGD/100
1698-60-8	Chloridazone	7,3E-02	1,4E+01	TGD/10

108-90-7	Chlorobenzène	6,9E-01	1,4E+00	A&S/QSAR
1897-45-6	Chlorothalonil	8,8E-04	1,1E+03	TGD/100*
101-21-3	Chlorprophame	3,8E-02	2,6E+01	TGD/100*
2921-88-2	Chlorpyrifos	2,8E-06	3,6E+05	A&S/n=9
7440-47-3	Chrome	8,5E-03	1,2E+02	A&S/n=55
7440-47-3	Chrome (III)	3,4E-02	2,9E+01	A&S/n=7
7440-47-3	Chrome (VI)	8,5E-03	1,2E+02	A&S/n=55
218-01-9	Chrysène	3,4E-04	2,9E+03	A&S/QSAR
7440-48-4	Cobalt	2,6E-03	3,8E+02	A&S/n=8
7440-50-8	Cuivre	1,1E-03	9,1E+02	A&S/n=89
56-72-4	Coumaphos	7,4E-07	1,4E+06	TGD/100*
21725-46-2	Cyanazine	5E-05	2E+04	TGD/100
52315-07-8	Cyperméthrine	1,3E-07	7,7E+06	TGD/50
66215-27-8	Cyromazine	4,5E-04	2,2E+03	TGD/1000
72-54-8	DDD	2,4E-05	4,2E+04	TGD/100*
72-55-9	DDE	1E-06	1E+06	TGD/100
50-29-3	DDT	5E-06	2E+05	TGD/10
52918-63-5	Deltaméthrine	3E-07	3E+06	TGD/100*
126-75-0	Déméton	1,4E-04	7,1E+03	TGD/100*
1014-69-3	Desméthryne	2,6E-02	3,8E+01	TGD/1000
117-81-7	Di(2-éthyl) hexylphtalate	2,6E-03	3,8E+02	TGD/10
333-41-5	Diazinone	3,7E-05	2,7E+04	A&S/n=11
84-74-2	Dibutylphtalate	1E-02	1E+02	TGD/10
175-09-2	Dichlorométhane	2,0E+01	5,0E-02	A&S/QSAR
120-36-5	Dichlorprop	4E-02	3E+01	TGD/10
62-73-7	Dichlorvos	7E-07	1E+06	TGD/100*
60-57-1	Dieldrine	2,9E-05	3,4E+04	A&S/n=6
84-66-2	Diéthylphtalate	7,3E-02	1,4E+01	TGD/50
184-75-3	Dihexylphtalate	8,4E-03	1,2E+02	TGD/10
26761-40-0	Diisodécylphtalate	2,9E-03	3,5E+02	TGD/50
27554-26-3	Diisooctylphtalate	1,2E-03	8,1E+02	TGD/50
60-51-5	Diméthoate	2,3E-02	4,3E+01	A&S/n=13
133-11-3	Diméthylphtalate	1,9E-01	5,2E+00	TGD/50
88-85-7	Dinoseb	2,5E-05	4,0E+04	TGD/10
1420-07-1	Dinoterb	3,4E-05	2,9E+04	TGD/100*
117-84-0	Diocetylphthalate	6,4E-03	1,6E+02	TGD/50
298-04-4	Disulphoton	2,3E-05	4,3E+04	TGD/100*
330-54-2	Diuron	4,3E-04	2,3E+03	A&S/n= 11
534-52-1	DNOC	2,1E-02	4,8E+01	A&S/n=16
72-20-8	Endrine	3E-06	3E+05	TGD/10
106-89-8	Épichlorhydrine	1,06E-02	9,43E+01	TGD/1000
-	Epoxiconazole	Pas de données disponibles		
66230-04-4	Esfenvalérate	2,7E-07	3,7E+06	TGD/1000
13194-48-4	Éthoprophos	6,3E-05	1,6E+04	TGD/100*
100-41-4	Éthylbenzène	3,7E-01	2,7E+00	A&S/QSAR
74-85-1	Éthylène	8,5E+00	1,2E+01	A&S/QSAR
96-45-7	ETU (éthylèthiourée)	2,6E-01	3,8E+00	TGD/100*
122-14-5	Fenitrothion	8,7E-06	1,1E+05	TGD/10
13684-63-4	Phenmédifame	1,65E-02	6,06E+01	TGD/1000
55-38-9	Fenthion	3,1E-06	3,2E+05	A&S/n=4
206-44-0	Fluoranthène	2,4E-04	4,2E+03	TGD/50
133-07-3	Folpel	1,2E-04	8,3E+03	TGD/100*
50-00-0	Formaldéhyde	2,1E-03	4,8E+02	TGD/1000
13171-21-6	Fosfamidon	5E-03	2E+02	TGD/1000

58-89-9	γ -hexachlorocyclohexane (γ -HCH, lindane)	1,0E-03	1,0E+03	A&S/n=14
1071-83-6	Glyphosate	1,6E-03	6,3E+02	TGD/1000
76-44-8	Heptachlore	8,6E-06	1,2E+05	TGD/100
1024-57-3	Heptachlore (époxyde d')	4E-08	3E+07	TGD/1000
23560-59-0	Hepténophos	2E-05	5E+04	TGD/100*
87-68-3	Hexachloro-1,3-butadiène	5E-06	2E+05	TGD/100
118-74-1	Hexachlorobenzène	2,4E-03	4,2E+02	A&S/QSAR
193-39-5	Indéno(1,2,3,c-d)pyrène	1,8E-05	5,6E+04	TGD/100
7439-97-6	Mercure inorganique	2,3E-04	4,3E+03	A&S/n=38
36734-19-7	Iprodione	2,3E-03	4,3E+02	TGD/1000
98-82-8	Isopropylbenzène	6E-04	2E+03	TGD/1000
34123-59-6	Isoproturon	3,2E-04	3,1E+03	TGD/10
7439-92-1	Plomb	1,1E-02	9,1E+01	A&S/n=42
330-55-2	Linuron	2,5E-04	4,0E+03	TGD/10
108-38-3	M-xylène	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
121-75-5	Malathion	1,3E-05	7,7E+04	A&S/n=15
8018-01-7	Mancozeb	4,0E-04	2,5E+03	TGD/1000
12427-38-2	Maneb	1,8E-04	5,6E+03	TGD/100
94-74-6	MCPA (acide monochlorophénoxy-acétique)	4,2E-02	2,4E+01	TGD/50
7085-19-0	Mécoprop (MCP)	3,9E-03	2,6E+02	TGD/100*
7430-97-6	Mercure	2,4E-04	4,2E+03	A&S/n=38
41394-05-2	Métamitron	1,00E-01	1,00E+01	TGD/1000
67129-08-2	Métazachlore	3,4E-02	2,9E+01	TGD/10
18691-97-9	Méthabenzthiazuron	8,4E-03	1,2E+02	TGD/1000
137-42-8	Métham-sodium	3,5E-05	2,9E+04	TGD/1000
74-82-8	Méthane	Pas de données disponibles		
16752-77-5	Méthomyl	8E-05	1E+04	TGD/100*
-	Méthylmercure	1E-05	1E+05	A&S/n=11
74-83-9	Méthylbromure	1,1E-02	9,1E+01	TGD/1000
3060-89-7	Métobromuron	3,6E-02	2,8E+01	TGD/1000
51218-45-2	Métolachlore	2E-04	5E+03	TGD/10
26718-65-0	Mévinfos	1,6E-06	6,3E+05	TGD/100*
8012-95-1	Huile minérale	Pas de données disponibles		
7439-98-7	Molybdène	2,9E-02	3,4E+01	TGD/1000
121-72-2	N,N,3-triméthylaniline	5,0E-02	2,0E+01	TGD/1000
121-69-7	N,N-diméthylaniline	1,8E-04	5,6E+03	TGD/1000
100-61-8	N-méthylaniline	7,6E-05	1,3E+04	TGD/1000
91-20-3	Naphtalène	4,2E-04	2,4E+03	TGD/50
7440-02-0	Nickel	1,8E-03	5,6E+02	A&S/n=15
139-13-9	NTA	1,14E-01	8,77E+00	TGD/1000
95-49-8	O-chlorotoluène	3,0E-01	3,3E+00	A&S/QSAR
95-47-6	O-xylène	4,0E-01	2,5E+00	A&S/QSAR
23135-22-0	Oxamyl	1,8E-03	5,6E+02	TGD/100*
301-12-2	Oxydéméton-méthyl	3,5E-05	2,9E+04	TGD/1000
106-43-4	P-chlorotoluène	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
106-42-3	P-xylène	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
56-38-2	Parathion-éthyl	1,9E-06	5,3E+05	A&S/n=10
298-00-0	Parathion-méthyl	1,1E-05	9,1E+04	TGD/10
37680-73-2	PCB-101	Pas de données disponibles		
-	PCB-118	3,8E-03	2,6E+02	A&S/QSAR
26601-64-9	PCB-138	Pas de données disponibles		

35065-27-1	PCB-153	2,7E-02	3,7E+01	A&S/QSAR
-	PCB-180	Pas de données disponibles		
7012-37-5	PCB-28	Pas de données disponibles		
35693-99-3	PCB-52	Pas de données disponibles		
527-20-8	Pentachloroaniline	1E-04	1E+04	TGD/100
608-93-5	Pentachlorobenzène	7,5E-03	1,3E+02	A&S/QSAR
82-68-8	Pentachloronitro-benzène	2,9E-04	3,4E+03	TGD/1000
87-86-5	Pentachlorophénol (PCP)	3,5E-03	2,9E+02	A&S/n=23
52645-53-1	Perméthrine	3E-07	3E+06	TGD/10
85-01-8	Phénanthrène	3,2E-03	3,1E+02	TGD/10
108-95-2	Phénol	9E-04	1E+03	TGD/10
7723-14-0	Phosphate (sous forme de P)	PNEC _{TGD} pas obtenue ¹⁴		
14816-18-3	Phoxime	8,2E-05	1,2E+04	TGD/1000
85-44-9	Phtalique, anhydride	7,8E-03	1,3E+02	TGD/1000
23103-98-2	Pirimicarbe	9E-05	1E+04	TGD/10
1918-16-7	Propachlore	1,3E-03	7,7E+02	TGD/10
114-26-1	Propoxur	1E-05	1E+05	TGD/100*
75-56-9	Propylène, oxyde de	1,70E-01	5,88E+00	TGD/1000
13457-18-6	Pyrazophos	4E-05	3E+04	TGD/100*
7782-49-2	Sélénium	5,3E-03	1,9E+02	A&S/n=31
122-34-9	Simazine	1,4E-04	7,1E+03	TGD/1000
100-42-5	Styrène	5,7E-01	1,8E+00	A&S/QSAR
56-35-9	TBTO (eau de mer)	1E-06	1E+6	A&S/n=15
56-35-9	TBTO (eau douce)	1,4E-05	7,1E+4	A&S/n=9
886-50-0	Terbutryne	3E-03	3E+02	TGD/1000
1461-25-2	Tétrabutyltine (eau de mer)	1,7E-05	5,8E+05	TGD/1000
1461-25-2	Tétrabutyltine (eau douce)	1,6E-03	6,5E+02	TGD/1000
127-18-4	Tétrachloréthylène (perchloréthylène)	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
56-23-5	Tétrachlorométhane	1,1E+00	9,1 E-01	A&S/QSAR
7440-28-0	Thallium	1,6E-03	6,3E+02	TGD/100*
137-26-8	Thirame	3,2E-05	3,1E+05	TGD/10
7440-31-5	Étain	1,8E-02	5,6E+01	TGD/10
57018-04-9	Tolclofos-méthyle	7,9E-04	1,3E+03	TGD/1000
108-88-3	Toluène	7,3E-01	1,4E+00	A&S/QSAR
2303-17-5	Triallate	8E-05	1E+04	TGD/1000
24017-47-8	Triazophos	3,2E-05	3,1E+04	TGD/10
56-36-0	Tributylétain, acétate de (eau de mer)	1E-06	1E+6	A&S/n=15
56-36-0	Tributylétain, acétate de (eau douce)	1,4E-05	7,1E+4	A&S/n=9
1461-22-9	Tributylétain, chlorure de (eau de mer)	1E-06	1E+6	A&S/n=15
1461-22-9	Tributylétain, chlorure de (eau douce)	1,4E-05	7,1E+4	A&S/n=9
52-68-6	Trichlorfon	1, E-06	1E+06	TGD/100*
79-01-6	Trichloréthylène	2,4E+00	4,2E-01	A&S/QSAR

¹⁴ Bien que certaines données toxicologiques aient été trouvées, aucune CSEP_{TGD} n'a été obtenue pour le phosphate étant donné que ceci conduit à des résultats qui ne sont pas logiques (un facteur d'effet extrêmement élevé serait obtenu). En conséquence, le phosphate ne participe pas au thème environnemental de la toxicité aquatique, mais figure toujours dans le thème de l'eutrophisation.

67-66-3	Trichlorométhane (chloroforme)	5,9E+00	1,7E-01	A&S/QSAR
1582-09-8	Trifluraline	2,6E-05	3,8E+04	TGD/50
900-95-8	Triphénylétaine, acétate de (eau de mer)	5E-06	2E+05	TGD/100
900-95-8	Triphénylétaine, acétate de (de mer + douce)	5E-06	2E+05	TGD/10
639-58-7	Triphénylétaine, chlorure de (eau de mer)	5E-06	2E+05	TG 100
639-58-7	Triphénylétaine, chlorure de (de mer +douce)	5E-06	2E+05	TGD/10
379-52-2	Triphénylétaine, fluorure de (eau de mer)	5E-06	2E+05	TGD/100
379-52-2	Triphénylétaine, fluorure (de mer + douce)	5E-06	2E+05	TGD/10
76-87-9	Triphénylétaine, hydroxyde de (eau de mer)	5E-06	2E+05	TGD/100
76-87-9	Triphénylétaine, hydroxyde de (de mer + douche)	5E-06	2E+05	TGD/10
7440-62-2	Vanadium	8,2E-04	1,2E+03	TGD/50
75-01-4	Vinyle, chlorure de	8,2E+00	1,2E+01	A&S/QSAR
7440-66-6	Zinc	6,6E-03	1,5E+02	A&S/n=49
2122-67-7	Zineb	2,0E-04	5,0E+03	TGD/50
TGD = Technical Guidance Document (document techniques d'orientation), le nombre se rapporte au facteur d'évaluation utilisé (voir plus bas) A&S = procédé Aldenberg & Slob QSAR = Quantitative Structure Activity Relationship (relation quantitative structure-activité)				

Annexe 3. Tableau 1 [21, Balk, et coll., 1999]

Il faut remarquer que les valeurs présentées dans le tableau ci-dessus ont été **obtenues** en utilisant différentes méthodologies et ceci rend les comparaisons difficiles entre les effets des différents polluants (un court résumé sur la méthode d'**obtention** est donné en page suivante). À l'heure où l'on rédige le présent document, les valeurs **QSAR** étaient **obtenues** pour **un certain nombre** de produits chimiques existants et nouveaux. Des informations concernant les valeurs devenant disponibles à l'avenir devraient être disponibles à partir des sites web suivants.

<http://ecb.jrc.it/new-chemicals/>

<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Obtention des données sur la toxicité aquatique

La section suivante résume les méthodologies utilisées pour **obtenir** les chiffres de la toxicité aquatique du tableau ci-dessus. Le tableau et le texte sont tous les deux extraits de « Effect factors for the aquatic environment in the framework of ACV » [21, Balk, et coll., 1999].

Les **Technical Guidance Documents (documents techniques d'orientation) (TGD)**

Les **TGD** sont des documents d'orientation qui accompagnent la législation pour l'évaluation des risques concernant les nouvelles substances (CE, 1993) et les substances existantes (CE, 1994) au sein de la Communauté européenne. La méthode des **TGD** est conçue pour protéger l'environnement aquatique. Elle comprend tant l'application de facteurs d'évaluation que l'application d'une méthode d'extrapolation statistique au cas où des données suffisamment fiables ne sont pas disponibles. Dans cette section, les facteurs d'évaluation des **TGD** sont exposés.

L'application des facteurs d'évaluation présentés dans les **TGD** est plutôt complexe. La réalisation du **calcul** des **PNEC** dans le cadre de travail de l'ACV à l'aide des facteurs d'évaluation doit, en conséquence, être réalisée par un scientifique expérimenté en évaluation des risques. Un abrégé de la méthode des **TGD** utilisant des facteurs d'évaluation est présenté ci-dessous. Pour la version complète de l'évaluation des risques aquatiques, se reporter aux **TGD** (CE, 1993).

Informations disponibles	Facteur d'évaluation
Au moins une C(E)L ₅₀ à court terme à partir de chacun des trois niveaux trophiques de l'ensemble de base (poissons, daphnies et algues)	1000 (a)
Une NOEC à long terme (poissons ou daphnies)	100 (b)
Deux NOEC à long terme à partir d'espèces représentant deux niveaux trophiques (poissons et/ou daphnies et/ou algues)	50 (c)
Des NOEC à long terme pour au moins trois espèces (normalement, poissons, daphnies et algues) représentant trois niveaux trophiques	10 (d)
Données de terrain ou modèles d'écosystèmes	Examen au cas par cas (e)

Remarques :

- (a) Un facteur d'évaluation de 1000 sera appliqué à la C(E)L₅₀ la plus faible disponible dans l'ensemble des données (poissons, algues et daphnies), indépendamment du fait que l'espèce testée est un organisme standard.
- (b) Un facteur d'évaluation de 100 s'applique à une **NOEC** simple à long terme (poissons ou daphnies) (concentration sans effet observé) si cette **NOEC** était générée pour le niveau trophique montrant la C(E)L₅₀ la plus basse dans les essais à court terme. Un facteur d'évaluation de 100 s'applique également à la plus faible des deux **NOEC** à long terme couvrant deux niveaux trophiques lorsque de telles **NOEC** n'ont pas été générées à partir de celui montrant la C(E)L₅₀ la plus faible des essais à court terme.
- (c) Un facteur d'évaluation de 50 s'applique à la plus faible des deux **NOEC** couvrant deux niveaux trophiques lorsque de telles **NOEC** ont été générées, couvrant le niveau montrant la plus faible C(E)L₅₀ dans les essais à court terme. Il s'applique également à la plus faible des trois **NOEC** couvrant trois niveaux trophiques lorsque de telles **NOEC** n'ont pas été générées à partir du niveau montrant la plus faible C(E)L₅₀ dans les essais à court terme.
- (d) Un facteur d'évaluation de 10 ne sera normalement appliqué que lorsque les **NOEC** de toxicité aquatique à long terme sont disponibles à partir d'au moins trois espèces sur trois niveaux trophiques (par exemple, les poissons, les daphnies et les algues ou un organisme non standard à la place d'un organisme standard).
- (e) Le facteur d'extrapolation peut être réduit lorsque des études de bonne qualité sur les données de terrain ou les écosystèmes modèles sont disponibles.

Annexe 3, Tableau 2 : Facteurs d'évaluation pour **obtenir** une **PNEC** selon les **TGD**

ANNEXE 4 – POTENTIELS D’ACIDIFICATION

Substance	Numéro CAS	Potentiel d’acidification en kg d’équivalent de SO ₂
Ammoniac	7664-41-7	1,6
Oxydes d’azote (sous forme de NO ₂)	10102-44-0	0,5

Annexe 4. Tableau 1

[15, Guinée, 2001].

Ces chiffres **sont calculés pour la** Suisse. [15, Guinée, 2001].

Lorsque l’on totalise le potentiel d’acidification, le SO₂ est ajouté avec une équivalence de 1.

ANNEXE 5 – POTENTIELS D’EUTROPHISATION

Facteurs potentiels d’eutrophisation générique caractérisant les rejets d’eutrophisation dans l’air, l’eau et le sol.

Substance	Numéro CAS	Potentiel d’eutrophisation (en kg d’éq. de PO_4^{3-} /kg)
Ammoniac	7664-41-7	0,35
Ammonium	14798-03-9	0,33
Azote	7727-07-9	0,42
Azote (dioxyde)	10102-44-0	0,13
Azote (monoxyde)	10102-43-9	0,2
Azote (oxydes)	10102-44-0	0,13
Nitrate	14797-55-8	0,1
Nitrique (acide)	7697-07-2	0,1
Phosphate	7664-38-2	1
Phosphore (P)	7723-14-0	3,06
Phosphore (V) (oxyde) (P_2O_5)	1314-56-3	1,34
Phosphorique (acide) (H_3PO_4)	7664-38-2	0,97

Annexe 5. Tableau 1

[15, Guinée, 2001] d’après Heijungs et coll., 1992 avec quelques modifications

ANNEXE 6 – POTENTIELS DE DESTRUCTION DE LA COUCHE D'OZONE

Les tableaux suivants donnent les potentiels de destruction de la couche d'ozone et proviennent du Protocole de Montréal [31, United Nations Environment Programme, 1987].

De l'Annexe A : Substances réglementées

Groupe	Substance	Potentiel de destruction de la couche d'ozone*
<i>Groupe I</i>		
CFCl ₃	(CFC-11)	1,0
CF ₂ Cl ₂	(CFC-12)	1,0
C ₂ F ₃ Cl ₃	(CFC-113)	0,8
C ₂ F ₄ Cl ₂	(CFC-114)	1,0
C ₂ F ₅ Cl	(CFC-115)	0,6
<i>Groupe II</i>		
CF ₂ BrCl	(halon-1211)	3,0
CF ₃ Br	(halon-1301)	10,0
C ₂ F ₄ Br ₂	(halon-2402)	6,0
* Ces potentiels de destruction de la couche d'ozone sont estimés sur la base des connaissances existantes et seront examinés et révisés périodiquement.		

Annexe 6. Tableau 1.

De l'Annexe B : Substances réglementées

Groupe	Substance	Potentiel de destruction de la couche d'ozone
<i>Groupe I</i>		
CF ₃ Cl	(CFC-13)	1,0
C ₂ FCl ₅	(CFC-111)	1,0
C ₂ F ₂ Cl ₄	(CFC-112)	1,0
C ₃ FCl ₇	(CFC-211)	1,0
C ₃ F ₂ Cl ₆	(CFC-212)	1,0
C ₃ F ₃ Cl ₅	(CFC-213)	1,0
C ₃ F ₄ Cl ₄	(CFC-214)	1,0
C ₃ F ₅ Cl ₃	(CFC-215)	1,0
C ₃ F ₆ Cl ₂	(CFC-216)	1,0
C ₃ F ₇ Cl	(CFC-217)	1,0
<i>Groupe II</i>		
CCl ₄	Tétrachlorure de carbone	1,1
<i>Groupe III</i>		
C ₂ H ₃ Cl ₃ *	1,1,1-trichloroéthane* (méthylchloroforme)	0,1
* Cette formule ne concerne pas le 1,1,2-trichloroéthane.		

Annexe 6. Tableau 2.

De l'Annexe C : Substances réglementées

Groupe	Substance	Nombre d'isomères	Potentiel de destruction de la couche d'ozone*	
<i>Groupe I</i>				
	CHFC1 ₂	(HCFC-21)**	1	0,04
	CHF ₂ Cl	(HCFC-22)**	1	0,055
	CH ₂ FCl	(HCFC-31)	1	0,02
	C ₂ HFCl ₄	(HCFC-121)	2	0,01 - 0,04
	C ₂ HF ₂ Cl ₃	(HCFC-122)	3	0,02 - 0,08
	C ₂ HF ₃ Cl ₂	(HCFC-123)	3	0,02 - 0,06
	CHCl ₂ CF ₃	(HCFC-123)**	-	0,02
	C ₂ HF ₄ Cl	(HCFC-124)	2	0,02 - 0,04
	CHFClCF ₃	(HCFC-124)**	-	0,022
	C ₂ H ₂ FCl ₃	(HCFC-131)	3	0,007 - 0,05
	C ₂ H ₂ F ₂ Cl ₂	(HCFC-132)	4	0,008 - 0,05
	C ₂ H ₂ F ₃ Cl	(HCFC-133)	3	0,02 - 0,06
	C ₂ H ₃ FCl ₂	(HCFC-141)	3	0,005 - 0,07
	CH ₃ CFCl ₂	(HCFC-141b)**	-	0,11
	C ₂ H ₃ F ₂ Cl	(HCFC-142)	3	0,008 - 0,07
	CH ₃ CF ₂ Cl	(HCFC-142b)**	-	0,065
	C ₂ H ₄ FCl	(HCFC-151)	2	0,003 - 0,005
	C ₃ HFCl ₆	(HCFC-221)	5	0,015 - 0,07
	C ₃ HF ₂ Cl ₅	(HCFC-222)	9	0,01 - 0,09
	C ₃ HF ₃ Cl ₄	(HCFC-223)	12	0,01 - 0,08
	C ₃ HF ₄ Cl ₃	(HCFC-224)	12	0,01 - 0,09
	C ₃ HF ₅ Cl ₂	(HCFC-225)	9	0,02 - 0,07
	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	(HCFC-225ca)**	-	0,025
	CF ₂ ClCF ₂ CHClF	(HCFC-225cb)**	-	0,033
	C ₃ HF ₆ Cl	(HCFC-226)	5	0,02 - 0,10
	C ₃ H ₂ FCl ₅	(HCFC-231)	9	0,05 - 0,09
	C ₃ H ₂ F ₂ Cl ₄	(HCFC-232)	16	0,008 - 0,10
	C ₃ H ₂ F ₃ Cl ₃	(HCFC-233)	18	0,007 - 0,23
	C ₃ H ₂ F ₄ Cl ₂	(HCFC-234)	16	0,01 - 0,28
	C ₃ H ₂ F ₅ Cl	(HCFC-235)	9	0,03 - 0,52
	C ₃ H ₃ FCl ₄	(HCFC-241)	12	0,004 - 0,09
	C ₃ H ₃ F ₂ Cl ₃	(HCFC-242)	18	0,005 - 0,13
	C ₃ H ₃ F ₃ Cl ₂	(HCFC-243)	18	0,007 - 0,12
	C ₃ H ₃ F ₄ Cl	(HCFC-244)	12	0,009 - 0,14
	C ₃ H ₄ FCl ₃	(HCFC-251)	12	0,001 - 0,01
	C ₃ H ₄ F ₂ Cl ₂	(HCFC-252)	16	0,005 - 0,04
	C ₃ H ₄ F ₃ Cl	(HCFC-253)	12	0,003 - 0,03
	C ₃ H ₅ FCl ₂	(HCFC-261)	9	0,002 - 0,02
	C ₃ H ₅ F ₂ Cl	(HCFC-262)	9	0,002 - 0,02
	C ₃ H ₆ FCl	(HCFC-271)	5	0,001 - 0,03
<i>Groupe II</i>				
	CHBr ₂		1	1,00
	CHF ₂ Br	(HBFC-22B1)	1	0,74
	CH ₂ FBr		1	0,73
	C ₂ HFBBr ₄		2	0,3 - 0,8
	C ₂ HF ₂ Br ₃		3	0,5 - 1,8
	C ₂ HF ₃ Br ₂		3	0,4 - 1,6

C ₂ HF ₄ Br		2	0,7 - 1,2
C ₂ H ₂ FBr ₃		3	0,1 - 1,1
C ₂ H ₂ F ₂ Br ₂		4	0,2 - 1,5
C ₂ H ₂ F ₃ Br		3	0,7 - 1,6
C ₂ H ₃ FBr ₂		3	0,1 - 1,7
C ₂ H ₃ F ₂ Br		3	0,2 - 1,1
C ₂ H ₄ FBr		2	0,07 - 0,1
C ₃ HFBBr ₆		5	0,3 - 1,5
C ₃ HF ₂ Br ₅		9	0,2 - 1,9
C ₃ HF ₃ Br ₄		12	0,3 - 1,8
C ₃ HF ₄ Br ₃		12	0,5 - 2,2
C ₃ HF ₅ Br ₂		9	0,9 - 2,0
C ₃ HF ₆ Br		5	0,7 - 3,3
C ₃ H ₂ FBr ₅		9	0,1 - 1,9
C ₃ H ₂ F ₂ Br ₄		16	0,2 - 2,1
C ₃ H ₂ F ₃ Br ₃		18	0,2 - 5,6
C ₃ H ₂ F ₄ Br ₂		16	0,3 - 7,5
C ₃ H ₂ F ₅ Br		8	0,9 - 1,4
C ₃ H ₃ FBr ₄		12	0,08 - 1,9
C ₃ H ₃ F ₂ Br ₃		18	0,1 - 3,1
C ₃ H ₃ F ₃ Br ₂		18	0,1 - 2,5
C ₃ H ₃ F ₄ Br		12	0,3 - 4,4
C ₃ H ₄ FBr ₃		12	0,03 - 0,3
C ₃ H ₄ F ₂ Br ₂		16	0,1 - 1,0
C ₃ H ₄ F ₃ Br		12	0,07 - 0,8
C ₃ H ₅ FBr ₂		9	0,04 - 0,4
C ₃ H ₅ F ₂ Br		9	0,07 - 0,8
C ₃ H ₆ FBr		5	0,02 - 0,7
<i>Groupe III</i>			
CH ₂ BrCl	Bromochlorométhane***	1	0,12
* Lorsqu'une plage de potentiels est indiquée, la valeur la plus élevée de cette plage doit être utilisée aux fins du Protocole. Les potentiels figurant sous forme d'une seule valeur ont été déterminés à partir de calculs basés sur des mesures de laboratoire. Ceux figurant sous forme d'une plage sont basés sur des estimations et sont moins sûrs. La plage caractérise un groupe d'isomères. La valeur supérieure représente l'estimation du potentiel de l'isomère avec le potentiel le plus élevé, et la valeur inférieure représente l'estimation du potentiel de l'isomère avec le potentiel le plus bas.			
** Identifie les substances les plus viables commercialement, les valeurs de potentiel figurant près d'elles devant être utilisées aux fins du Protocole.			
*** D'après l'Amendement de Pékin.			

Annexe 6. Tableau 3.

De l'Annexe E : Substance réglementée

Groupe	Substance	Potentiel de destruction de la couche d'ozone
<i>Groupe I</i>		
CH ₃ Br	Bromure de méthylène	0,6

Annexe 6. Tableau 4

(pour tous les tableaux **relatifs à la destruction de la couche d'ozone**) : [31, United Nations Environment Programme, 1987]

<http://www.unep.org/ozone/pdf/Montreal-Protocol2000.pdf>

<http://www.unep.org/ozone/Beijing-Amendment.shtml>

http://www.unep.org/ozone/mont_t.shtml#annex_a

ANNEXE 7 – POTENTIELS DE CRÉATION D'OZONE PHOTOCHIMIQUE

Hydrocarbure	Potentiel de création d'ozone photochimique
Alcanes	
Méthane	0,006
Éthane	0,123
Propane	0,176
n-butane	0,352
i-butane	0,307
n-pentane	0,395
i-pentane	0,405
Néopentane	0,173
n-hexane	0,482
2-méthylpentane	0,42
3-méthylpentane	0,479
2,2-diméthylbutane	0,241
2,3-diméthylbutane	0,541
n-heptane	0,494
2-méthylhexane	0,411
3-méthylhexane	0,364
n-octane	0,453
n-nonane	0,414
2-méthyl-octane*	0,7061
n-décane	0,384
2-méthyl-nonane*	0,6571
n-undécane	0,384
n-dodécane	0,357
Cyclohexane	0,29
Cyclohexanone	0,299
Cyclohexanol**	0,5182
Alcènes	
Éthylène	1
Propylène	1,123
But-1-ène	1,079
cis-but-2-ène	1,146
Trans-but-2-ène	1,132

Méthylpropène		0,627
cis-pent-2-ène		1,121
Trans-pent-2-ène		1,117
pent-1-ène		0,977
2-méthylbut-1-ène		0,771
3-méthylbut-1-ène		0,671
2-méthylbut-2-ène		0,842
hex-1-ène		0,874
cis-hex-2-ène		1,069
Trans-hex-2-ène		1,073
Styrène		0,142
1,3-butadiène		0,851
Isoprène		1,092
Alcynes		
Acétylène		0,085
Aromatiques		
Benzène		0,218
Toluène		0,637
o-xylène		1,053
m-xylène		1,108
p-xylène		1,01
Éthylbenzène		0,73
n-propylbenzène		0,636
i-propylbenzène		0,5
1,2,3-triméthylbenzène		1,267
1,2,4-triméthylbenzène		1,278
1,3,5-triméthylbenzène		1,381
o-éthyltoluène		0,898
m-éthyltoluène		1,019
p-éthyltoluène		0,906
3,5-diméthyléthylbenzène		1,32
3,5-diéthyltoluène		1,295
Aldéhydes		
Formaldéhyde		0,519
Acétaldéhyde		0,641
Propionaldéhyde		0,798

Butyraldéhyde		0,795
i-butyraldéhyde		0,514
Pentanaldéhyde		0,765
Benzaldéhyde		-0,092
Cétones		
Acétone		0,094
Méthyléthylcétone		0,373
Méthyl-i-butylcétone		0,49
Méthylpropylcétone		0,548
Diéthylcétone		0,414
Méthyl-i-propylcétone		0,364
Hexan-2-one		0,572
Hexan-3-one		0,599
Méthyl-t-butylcétone		0,323
Alcools		
Méthanol**		0,1402
Éthanol**		0,3992
1-propanol**		0,5612
2-propanol**		0,1882
1-butanol**		0,6202
2-butanol**		0,4472
2-méthyl-1-propanol**		0,3602
2-méthyl-2-propanol**		0,1062
3-pentanol**		0,5952
2-méthyl-1-butanol**		0,4892
3-méthyl-1-butanol**		0,4332
2-méthyl-2-butanol**		0,2282
3-méthyl-2-butanol**		0,4062
Alcool diacétonique		0,262
4-hydroxy-4-méthyl-2-pentanone**		0,3072
Diols		
Éthane-1,2-diol**		0,3732
Propane-1,2-diol**		0,4572
Éthers		
Diméthyléther**		0,1892
Diéthyléther**		0,4452

Méthyl-t-butyl-éther**		0,1752
Di-i-propyléther**		0,3982
Éthyl-t-butyléther**		0,2422
Éthers de glycol		
2-méthoxyéthanol**		0,3072
2-éthoxyéthanol**		0,3862
1-méthoxy-2-propanol**		0,3552
2-butoxyéthanol**		0,4832
1-butoxy-2-propanol**		0,4632
Esters		
Formate de méthyle**		0,0272
Acétate de méthyle**		0,0592
Acétate d'éthyle**		0,2092
Acétate de n-propyle**		0,2822
Acétate d'i-propyle**		0,2112
Acétate de n-butyle**		0,2692
Acétate de s-butyle**		0,2752
Acétate de t-butyle**		0,0532
Acides organiques		
Acides formiques		0,032
Acide acétique		0,097
Acide propionique		0,15
Nouveaux composés oxygénés		
Diméthoxyméthane**		0,1642
Diméthylcarbonate**		0,0252
Hydrocarbures halogénés		
Chlorométhane		0,005
Chlorure de méthylène		0,068
Chloroforme		0,017
Méthylchloroforme		0,009
Tétrachloroéthylène		0,029
Trichloréthylène		0,325
Chlorure de vinyle*		0,2721
1,1-dichloroéthane*		0,2321
Cis-dichloroéthylène		0,447
Trans-dichloroéthylène		0,392

Autres polluants		
Oxyde nitrique		***-0,46 à 4,09
Dioxyde d'azote		***-0,06 à 3,8
Dioxyde de soufre		0,048
Monoxyde de carbone		0,027
<p>* Derwent et al (réf. 27) à partir de H1.</p> <p>** Jenkin and Hayman (réf 28) à partir de H1.</p> <p>*** Les plages données reflètent le rôle important mais variable de ces groupes de substances dans la formation de l'ozone.</p>		

Annexe 7. Tableau 1.

[18, UK Environment Agencies, 2002]

ANNEXE 8 – MELANGE ENERGETIQUE EUROPEENNES

Électricité

Pour créer 1 GJ d'électricité, les moyennes pour toute l'Europe de la consommation de combustibles et des émissions rejetées sont :

Électricité	GJ	1
Énergie primaire	GJ	2,57
Pétrole	kg	9,01
Gaz	m ³	6,92
Charbon	kg	15,7
Lignite	kg	34,6
SO ₂	kg	0,10
CO ₂	kg	117
NO ₂	kg	0,16

Mélange européen	
Pétrole	9,6 %
Gaz	9,5 %
Charbon	18,3 %
Lignite	10,5 %
Nucléaire	36,0 %

Calcul IFEU		Fioul	Électricité provenant du fioul	Gaz naturel	Électricité provenant du gaz naturel	Charbon dur	Électricité provenant du charbon	Lignite	Électricité à provenir de la lignite	Énergie nucléaire
Courant	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00	1,00E+00
Énergie primaire	GJ	3,69E+00		2,90E+00		2,38E+00		2,82E+00		3,35E+00
Pétrole	kg	9,22E+01	7,88E+01						4,19E-01	
Gaz	m ³			7,14E+01	5,33E+01					3,74E-01
Charbon	kg					8,48E+01	8,19E+01		3,03E+00	
Lignite	kg							3,19E+02	3,12E+02	
SO ₂	kg	6,44E-02	2,43E-01	3,24E-03	2,88E-03	5,05E-02	1,48E-01	3,73E-03	2,22E-01	3,22E-02
CO ₂	kg	1,26E+01	2,47E+02	1,46E+01	1,32E+02	1,06E+01	2,17E+02	7,84E+00	3,16E+02	6,27E+00
NO ₂	kg	3,46E-02	3,68E-01	7,79E-02	1,51E-01	4,11E-02	1,10E-01	6,30E-03	6,14E-01	1,43E-02

Annexe 8. Tableau 1.

[33, Fehrenbach H, 2002].

Ces facteurs moyens d'émission concernant l'électricité proviennent de la base de données ECOINVENT de 1994.

Vapeur

Pour produire de la vapeur avec une valeur énergétique de 1 GJ, les moyennes pour toute l'Europe de la consommation de combustibles et des émissions rejetées sont :

Vapeur	GJ	1
Énergie primaire	GJ	1,32
Pétrole	kg	12,96
Gaz	m ³	10,46
Charbon	kg	14,22
SO ₂	kg	0,54
CO ₂	kg	97,20
NO ₂	kg	0,18

Mélange européen (mélange estimé)	
Pétrole	40,0 %
Gaz	30,0 %
Charbon	30,0 %

		Fioul	Chaleur provenant du chauffage au fioul	Gaz naturel	Chaleur provenant du gaz	Charbon	Chaleur provenant du charbon
Chaleur	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00
Énergie primaire	GJ	1,29E+00		1,41E+00		1,28E+00	
Pétrole	kg	3,24E+01	2,75E+01				
Gaz	m ³			3,49E+01	2,81E+01		
Charbon	kg					4,74E+01	4,14E+01
SO ₂	kg	4,01E-02	9,95E-01	1,61E-02	5,75E-04	4,76E-02	3,70E-01
CO ₂	kg	6,51E+00	9,22E+01	7,16E+00	6,48E+01	5,82E+00	1,15E+02
NO ₂	kg	1,77E-02	1,78E-01	3,47E-02	4,47E-02	3,77E-02	2,17E-01

ECOINVENT		Fioul	Chaleur provenant du chauffage au fioul	Gaz naturel	Chaleur provenant du gaz	Charbon	Chaleur provenant d charbon
Chaleur	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00
Énergie primaire	GJ	1,22E+00		1,43E+00		1,36E+00	
Pétrole	kg	3,06E+01	2,60E+01				
Gaz	m ³			3,53E+01	3,00E+01		
Charbon	kg					5,21E+01	4,17E+01
SO ₂	kg	1,59E-02	1,41E+00	3,06E-02	6,47E-04	6,98E-02	6,29E-01
CO ₂	kg	4,24E-01	9,16E+01	7,29E+00	6,47E+01	6,36E+00	1,16E+02
NO ₂	kg	8,24E-04	1,88E-01	3,18E-02	2,35E-02	5,50E-02	2,50E-01

GEMIS		Fioul	Chaleur provenant du chauffage au fioul	Gaz naturel	Chaleur provenant du gaz	Charbon	Chaleur provenant du charbon
Chaleur	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00

Énergie primaire	GJ	1,35E+00		1,39E+00		1,20E+00	
Pétrole	kg	3,42E+01	2,89E+01				
Gaz	m ³			3,44E+01	2,63E+01		
Charbon	kg					4,27E+01	4,12E+01
SO ₂	kg	6,44E-02	5,78E-01	1,52E-03	5,03E-04	2,54E-02	1,11E-01
CO ₂	kg	1,26E+01	9,27E+01	7,02E+00	6,49E+01	5,28E+00	1,13E+02
NO ₂	kg	3,46E-02	1,69E-01	3,76E-02	6,59E-02	2,05E-02	1,83E-01

Annexe 8. Tableau 2.

Source : [33, Fehrenbach H, 2002]

Ces facteurs moyens d'émissions concernant la génération de vapeur sont **obtenus** en tant que moyennes à partir des bases de données ECOINVENT et GEMIS.

ANNEXE 9 - DIRECTIVE DU CONSEIL (85/337/CEE)

DIRECTIVE DU CONSEIL (85/337/CEE)

Concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement

ANNEXE III

INFORMATIONS VISEES A L'ARTICLE 5(1)

1. Description du projet, y compris en particulier :

- une description des caractéristiques physiques de l'ensemble du projet et des exigences en matière d'utilisation du sol lors des phases de construction et de fonctionnement
- une description des principales caractéristiques des procédés de fabrication, par exemple sur la nature et les quantités des matériaux utilisés
- une estimation des types et des quantités des résidus et des émissions attendus (pollution de l'eau, de l'air et du sol, bruit, vibration, lumière, rayonnement thermique, etc.) résultant du fonctionnement du projet proposé.

2. Le cas échéant, une esquisse des principales alternatives qui ont été examinées par le maître d'ouvrage et une indication des principales raisons de son choix, eu égard aux effets sur l'environnement.

3. Une description des éléments de l'environnement susceptibles d'être affectés de manière notable par le projet proposé, y compris notamment la population, la faune, la flore, le sol, l'eau, l'air, les facteurs climatiques, les biens matériels, y compris le patrimoine architectural et archéologique, le paysage ainsi que l'interrelation entre les facteurs précités.

4. Une description des effets importants que le projet proposé est susceptible d'avoir sur l'environnement (cette description doit couvrir les effets directs et tout effet positif et négatif, permanent et temporaire, à court, moyen et long terme, cumulatif secondaire indirect) résultant du fait :

- de l'existence du projet,
- de l'utilisation des ressources naturelles,
- de l'émission des polluants, de la création de nuisances et de l'élimination des déchets ; et la mention par le maître d'ouvrage des méthodes de prévisions utilisées pour évaluer les effets sur l'environnement.

5. Une description des mesures envisagées pour éviter, réduire et, si possible, compenser les effets négatifs importants du projet sur l'environnement.

6. Un résumé non technique des informations transmises sur la base des rubriques mentionnées.

7. Un aperçu des difficultés éventuelles (lacunes techniques ou manque de savoir-faire) rencontrées par le maître d'ouvrage dans la compilation des informations requises.

ANNEXE 10 – INDICES DES PRIX EUROPÉENS

La source la plus complète d'indices de prix pertinents pour l'UE est la publication mensuelle « Données pour une analyse économique à court terme » d'Eurostat. Les données de ces publications sont résumées à partir de leur base de données en ligne : New Cronos. Les indices suivants sont disponibles :

- 1) Indice des prix à la production industrielle :
 - a) industrie totale (nominal)
 - b) production (par secteur ; nominal)
 - c) biens d'équipement (nominal)
 - d) construction (nominal)
 - e) salaires horaires de l'industrie (nominal et réel)

- 2) Indice des prix à la production de produits agricoles

- 3) Indice des prix d'achats de produits agricoles

- 4) Indice implicite du PIB (en EUR et monnaies nationales)

- 5) Variation de l'indice implicite du PIB (en EUR et monnaies nationales)

- 6) Indice des prix à la consommation :
 - a) IPC en EUR dans les pays UE (par bien/service)
 - b) IPC annuel en EUR
 - c) Taux de croissance annuel de l'IPC en EUR

- 7) Taux de change :

- a) Taux de change moyen annuel de l'EUR
- b) Taux de change de fin d'exercice de l'EUR
- c) Taux de change mensuel moyen de l'EUR
- d) Indice des taux de change de l'EUR

Toute demande concernant l'achat de données doit être adressée à :

Eurostat Data-shop
4 rue Alphonse Weicker
L-2014 Luxembourg
Tel: +352 4335 2251
Fax: +352 4335 2221

La page d'accueil d'Eurostat sur Internet est (<http://europa.eu.int/comm/eurostat/>).

ANNEXE 11 – RATIOS FINANCIERS

Les ratios financiers suivants peuvent permettre de décrire la résilience d'un secteur [43, Vercaemst, 2003] (voir la Section 5.4.1).

Liquidité

La liquidité décrit l'aptitude d'un **exploitant** à s'acquitter de ses engagements immédiats et peut se mesurer à l'aide des ratios de liquidité générale et/ou du ratio de liquidité relative.

$$\text{Ratio de liquidité générale} = \text{actifs à court terme} / \text{dettes à court terme}$$

Actifs à court terme : ils sont définis **comme** les actifs facilement convertis en espèces (par exemple, obligations, fonds, comptes à recevoir, etc.) ; des éléments tels que l'équipement ne sont pas vendus si facilement et sont classés comme des actifs à long terme ou immobilisés.

Dettes à court terme : celles qui doivent être payées dans les 12 mois (par exemple, les comptes payables aux fournisseurs, les salaires, les taxes, etc.).

$$\text{Ratio de liquidité relative} = \text{actifs à court terme (sauf le stock)} / \text{dettes à court terme}$$

Le « ratio de liquidité générale » et le « ratio de liquidité relative » sont semblables, mais du fait que le stock est parfois difficile à liquider (les espèces, réserves, comptes à recevoir et obligations sont plus faciles à liquider), le ratio de liquidité relative exclut le stock.

Solvabilité

Aptitude d'un **exploitant** à remplir ses obligations à long terme.

$$\text{Solvabilité} = \text{capitaux propres} / \text{dettes totales}$$

Capitaux propres : valeur totale des actifs de la société (c'est-à-dire le capital qui pourrait être mobilisé en vendant tout).

Dettes totales : dettes et obligations financières en souffrance de la société.

Plus la solvabilité est élevée, moins grand sera le risque pris par les investisseurs et plus la société paraîtra en bonne santé.

Couverture des intérêts = résultat d'exploitation / charges financières

Résultat d'exploitation : mesure du pouvoir d'achat de la société à partir d'activités courantes. Ce sont les gains de la société avant déduction des paiements d'intérêt et des taxes.

Charges financières : versements devant couvrir les prêts et paiements d'intérêt, ou le coût de l'emprunt.

La couverture de l'intérêt représente une autre mesure utile de la solvabilité. Plus la couverture de l'intérêt est élevée, plus la société semble en bonne santé. Les sociétés en bonne santé sont plus **capables** d'investir dans l'environnement.

Rentabilité

Si les marges brutes sont élevées, le secteur peut être considéré comme résilient et les **exploitants** sont en meilleure position pour absorber les coûts de mise en œuvre d'une MTD.

Marge brute bénéficiaire = (marge brute x 100) / ventes

Marge brute : parfois appelée « revenu brut », représente la valeur des ventes nettes avant impôts moins le coût des biens et services vendus.

Ventes : recettes provenant des ventes.

La marge brute bénéficiaire est une mesure de la marge obtenue sur le procédé de fabrication. Elle indique de combien un produit peut être vendu plus cher par rapport à ce qu'il coûte à fabriquer. Elle peut servir à déterminer les tendances du secteur (le déclin des marges bénéficiaires brutes sous-entend que le secteur est sous pression).

Marge bénéficiaire nette = [(bénéfice net avant **dépréciation** et taxation) x 100] / ventes

Bénéfice net avant dépréciation et taxation : composé du revenu (ventes brutes) moins la dépréciation et autres dépenses engagées lors de l'activité (par exemple, coûts d'exploitation, chauffage, éclairage, téléphone, assurance, etc.).

Ce ratio est souvent considéré comme la mesure la plus adaptée de la performance opérationnelle lors de comparaisons, du fait que la manière particulière dont la société est financée ne va pas influencer le ratio.

Rendement du capital investi (ROCE) = [(bénéfice net avant intérêt et taxation) x 100] / (cours des actions + réserves + prêts à long terme)

Le rendement du capital investi exprime la relation entre le bénéfice net généré par la société et le capital à long terme investi dans la société. C'est une mesure de la rentabilité avec laquelle les fonds ont été déployés et si ce ratio est supérieur au coût du capital pour cette société, alors cela indique que l'activité est viable à long terme.

Rendement de l'actif (ROA) = [(bénéfice net avant intérêt et taxation) x 100] / actif total

Ce ratio dévoile la quantité de revenu que la société a pu extraire de son actif.

ANNEXE 12 – coûts externes pour certains polluants atmosphériques

Les résultats suivants sont extraits de l'analyse coûts-bénéfices des questions relatives à la qualité de l'air, réalisée en particulier dans le Programme (CAFE CBA) Air pur pour l'Europe (CAFE), voir <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/cba.htm>. Ils seront soumis à une révision et une mise à jour futures.

Le rapport dont ils sont extraits fait remarquer que l'interprétation des données est essentielle pour se rappeler qu'un certain nombre d'incidences est exclu de la quantification, y compris les impacts sur les écosystèmes et le patrimoine culturel. L'ensemble des incertitudes, comprenant également les hypothèses dans les modèles et les incertitudes statistiques, peut tirer les résultats soit vers le haut, soit vers le bas.

Glossaire des termes utilisés dans ces tableaux (voir le rapport entier pour plus de précision).

- 1) VOLY et VSL: évaluation de la mortalité à l'aide des approches de la valeur de vie statistique (VSL) et de la valeur d'une année de vie (VOLY).
- 2) SOMO 0 Somme des moyennes des concentrations en ozone supérieures à 0 partie par milliard en volume (ppbv)
- 3) SOMO 35 Somme des moyennes des concentrations en ozone supérieures à 35 ppbv

Ammoniac – valeurs en EUR/t

Mortalité due aux PM Mortalité due à O ₃ Health core? Sensibilité pour la santé ? Cultures Métrique pour l'impact sanitaire de l'ozone	VOLY - médiane VOLY - médiane Oui Non Oui SOMO 35	VSL - médiane VOLY - médiane Oui Non Oui SOMO 35	VOLY - moyenne VOLY - moyenne Oui Oui SOMO 0	VSL - moyenne VOLY - moyenne Oui Oui SOMO 0
Allemagne	18000	27000	35000	51000
Autriche	12000	19000	24000	35000
Belgique	30000	47000	60000	87000
Chypre	-	-	-	-
Danemark	7900	12000	16000	23000
Espagne	4300	6700	8600	13000
Estonie	2800	4300	5600	8100
Finlande	2200	3400	4300	6300
France	12000	18000	23000	34000
Grèce	3200	4900	6300	9100
Hongrie	11000	17000	22000	32000
Irlande	2600	4000	5100	7400
Italie	11000	17000	22000	32000
Lettonie	3100	4700	6000	8800
Lituanie	1700	2700	3400	5000
Luxembourg	25000	39000	50000	72000
Malte	8200	13000	16000	24000
Pays-Bas	22000	34000	44000	64000
Pologne	10000	15000	20000	29000
Portugal	3700	5800	7400	11000
République Tchèque	20000	31000	39000	57000

Royaume uni	17000	27000	34000	50000
Slovaquie	14000	22000	28000	41000
Slovénie	13000	20000	25000	37000
Suède	5900	9000	12000	17000

Annexe 12, Tableau 1: Dommage de NH₃ marginal en EUR par tonne d'émission pour 2010, avec trois ensembles d'analyse de sensibilité.

NO_x – valeurs en EUR/t

Mortalité due aux PM	VOLY - médiane	VSL - médiane	VOLY - moyenne	VSL - moyenne
Mortalité due à O₃	VOLY - médiane	VOLY - médiane	VOLY - moyenne	VOLY - moyenne
Health core?	Oui	Oui	Oui	Oui
Sensibilité pour la santé ?	Non	Non	Oui	Oui
Cultures	Oui	Oui	Oui	Oui
Métrique pour l'impact sanitaire de l'ozone	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Allemagne	9600	15000	18000	26000
Autriche	8700	13100	16000	24000
Belgique	5200	8200	9100	14000
Chypre	-	-	-	-
Danemark	4400	6700	8300	12100
Espagne	2600	3800	5200	7200
Estonie	810	1100	1600	2200
Finlande	750	1100	1500	2000
France	7700	12000	14000	21000
Grèce	840	1100	1400	1900
Hongrie	5400	8100	10000	15000
Irlande	3800	5600	7500	11000
Italie	5700	8600	11000	16000
Lettonie	1400	1900	2700	3700
Lituanie	1800	2700	3700	5000
Luxembourg	8700	13000	16000	24000
Malte	670	930	1300	1700
Pays-Bas	6600	10000	12000	18000
Pologne	3900	5800	7100	10000
Portugal	1300	1900	2200	3200
République Tchèque	7300	11000	13700	20000
Royaume uni	3900	6000	6700	10000
Slovaquie	5200	7800	9700	14000
Slovénie	6700	10000	13000	18000
Suède	2200	3200	4100	5900
Atlantique nord-est	1600	2400	3500	4800
Baltique	2600	4000	4900	7200
Méditerranée	530	760	990	1400
Mer du Nord	5100	7900	9500	14000

Annexe 12, Tableau 2 : Dommage de NO_x marginal en EUR par tonne d'émission pour 2010 avec trois ensembles d'analyse de sensibilité.

PM_{2,5} – valeurs en EUR/t				
Mortalité due aux PM	VOLY - médiane	VSL - médiane	VOLY - moyenne	VSL - moyenne
Mortalité due à O₃	VOLY - médiane	VOLY - médiane	VOLY - moyenne	VOLY - moyenne
Health core?	Oui	Oui	Oui	Oui
Sensibilité pour la santé ?	Non	Non	Oui	Oui
Cultures	Oui	Oui	Oui	Oui
Métrique pour l'impact sanitaire de l'ozone	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Allemagne	48000	74000	95000	140000
Autriche	37000	56000	72000	110000
Belgique	61000	94000	120000	180000
Chypre	-	-	-	-
Danemark	16000	25000	33000	48000
Espagne	19000	29000	37000	54000
Estonie	4200	6500	8300	12000
Finlande	5400	8300	11000	16000
France	44000	68000	87000	130000
Grèce	8600	13000	17000	25000
Hongrie	25000	39000	50000	72000
Irlande	15000	22000	29000	42000
Italie	34000	52000	66000	97000
Lettonie	8800	14000	17000	25000
Lituanie	8400	13000	17000	24000
Luxembourg	41000	63000	81000	120000
Malte	9300	14000	18000	27000
Pays-Bas	63000	96000	120000	180000
Pologne	29000	44000	57000	83000
Portugal	22000	34000	44000	64000
République Tchèque	32000	49000	62000	91000
Royaume uni	37000	57000	73000	110000
Slovaquie	20000	31000	40000	58000
Slovénie	22000	34000	44000	64000
Suède	12000	18000	23000	34000
Atlantique nord-est	4800	7400	9400	14000
Baltique	12000	19000	24000	35000
Méditerranée	5600	8700	11000	16000
Mer du Nord	28000	42000	54000	80000

Annexe 12, Tableau 3 : Dommage de MP_{2,5} marginal en EUR par tonne d'émission pour 2010 avec trois ensembles d'analyse de sensibilité.

SO₂ – valeurs en EUR/t

Mortalité due aux PM	VOLY - médiane	VSL - médiane	VOLY - moyenne	VSL - moyenne
Mortalité due à O₃	VOLY - médiane	VOLY - médiane	VOLY - moyenne	VOLY - moyenne
Health core?	Oui	Oui	Oui	Oui
Sensibilité pour la santé ?	Non	Non	Oui	Oui
Cultures	Oui	Oui	Oui	Oui
Métrique pour l'impact sanitaire de l'ozone	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Allemagne	11000	17000	22000	32000
Autriche	8300	13000	16000	24000
Belgique	11000	16000	21000	31000
Chypre	-	-	-	-
Danemark	5200	8100	10000	15000
Espagne	4300	6600	8400	12000
Estonie	1800	2800	3600	5200
Finlande	1800	2700	3500	5100
France	8000	12000	16000	23000
Grèce	1400	2100	2700	4000
Hongrie	4800	7300	9400	14000
Irlande	4800	7500	9500	14000
Italie	6100	9300	12000	18000
Lettonie	2000	3100	3900	5700
Lituanie	2400	3600	4700	6800
Luxembourg	9800	15000	19000	28000
Malte	2200	3300	4300	6200
Pays-Bas	13000	21000	26000	39000
Pologne	5600	8600	11000	16000
Portugal	3500	5400	6900	10000
République Tchèque	8000	12000	16000	23000
Royaume uni	6600	10000	13000	19000
Slovaquie	4900	7500	9600	14000
Slovénie	6200	9500	12000	18000
Suède	2800	4300	5500	8100
Atlantique nord-est	2200	3400	4300	6300
Baltique	3700	5800	7400	11000
Méditerranée	2000	3200	4000	5900
Mer du Nord	6900	11000	14000	20000

Annexe 12, Tableau 4 : Dommage du SO₂ marginal en EUR par tonne d'émission pour 2010 avec trois ensembles d'analyse de sensibilité.

COV – valeurs en EUR/t

Mortalité due aux PM	VOLY - médiane	VSL - médiane	VOLY - moyenne	VSL - moyenne
Mortalité due à O₃	VOLY - médiane	VOLY – médiane	VOLY - moyenne	VOLY - moyenne
Health core?	Oui	Oui	Oui	Oui
Sensibilité pour la santé ?	Non	Non	Oui	Oui
Cultures	Oui	Oui	Oui	Oui
Métrique pour l'impact sanitaire de l'ozone	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Allemagne	1700	2500	3900	5100
Autriche	1700	2600	3800	5200
Belgique	2500	3500	5300	7100
Chypre	-	-	-	-
Danemark	720	970	1600	2000
Espagne	380	510	920	1100
Estonie	140	190	340	420
Finlande	160	220	390	490
France	1400	2000	3100	4200
Grèce	280	400	670	880
Hongrie	860	1300	2000	2700
Irlande	680	950	1600	2000
Italie	1100	1600	2600	3500
Lettonie	220	300	520	650
Lituanie	230	330	550	710
Luxembourg	2700	4000	5900	8000
Malte	430	580	1000	1300
Pays-Bas	1900	2700	4100	5400
Pologne	630	900	1400	1900
Portugal	500	700	1200	1600
République Tchèque	1000	1400	2300	3000
Royaume uni	1100	1600	2500	3200
Slovaquie	660	960	1500	2000
Slovénie	1400	2000	3200	4400
Suède	330	440	780	980
Atlantique nord-est	390	540	900	1200
Baltique	530	700	1200	1500
Méditerranée	340	470	790	1000
Mer du Nord	1900	2600	4000	5400

Annexe 12, Tableau 5 : Dommage des COV marginal en EUR par tonne d'émission pour 2010 avec trois ensembles d'analyse de sensibilité.

Moyennes

Mortalité due aux PM	VOLY - médiane	VSL - médiane	VOLY - moyenne	VSL - moyenne
Mortalité due à O₃	VOLY - médiane	VOLY - médiane	VOLY - moyenne	VOLY - moyenne
Health core?	Incluse	Incluse	Incluse	Incluse
Sensibilité pour la santé ?	Non incluse	Non incluse	Incluse	Incluse
Cultures	Incluse	Incluse	Incluse	Incluse
Métrique pour l'impact sanitaire de l'ozone	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Moyennes de l'UE des 25 (sauf Chypre) – EUR/t				
NH ₃	11000	16000	21000	3100
NO _x	4400	6600	8200	12000
PM _{2,5}	26000	40000	51000	75000
SO ₂	5600	8700	11000	16000
COV	950	1400	2100	2800
Moyennes des mers – EUR/t				
NH ₃	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.
NO _x	2500	3800	4700	6900
PM _{2,5}	13000	19000	25000	36000
SO ₂	3700	5700	7300	11000
COV	780	1100	1730	2300

Annexe 12, Tableau 6 : Moyennes des dommages en EUR par tonne d'émission de NH₃, NO_x, PM_{2,5}, SO₂ et des COV pour l'UE des 25 (sauf Chypre) et les zones maritimes environnantes selon différents jeux d'hypothèses.

ANNEXE 13 - METHODOLOGIES EMPLOYEES DANS LES ETATS MEMBRES

Royaume Uni

Les méthodologies que l'on peut utiliser pour déterminer les conditions d'autorisation au niveau d'une installation dans le RU sont décrites dans « Environmental Assessment and Appraisal of BAT – IPPC H1 Horizontal Guidance Note » (ébauche) [18, UK Environment Agencies, 2002] (Agence de l'environnement pour l'Angleterre et le Pays de Galles, Service de l'environnement et du patrimoine d'Irlande du Nord et Agence pour la protection de l'environnement pour l'Écosse). Ce guide est utilisé comme une partie du processus d'autorisation et guide l'utilisateur par les étapes nécessaires pour apprécier les options alternatives, quantifier leurs impacts sur l'environnement, évaluer les coûts et enfin déterminer l'option à mettre en œuvre sur un site.

L'orientation est disponible sur [Internet](#) (lien ci-dessous) et est accompagnée d'un outil logiciel effectuant les calculs nécessaires.

<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/105385/h1extconsjuly.pdf>

Belgique

La méthode MIOW+ est un programme informatique utilisé pour analyser les effets financiers de l'investissement dans des mesures environnementales futures pour les sociétés individuelles. Les résultats de l'analyse MIOW+ sont utilisés comme point de départ pour des négociations entre la société et les autorités.

Les coûts environnementaux additionnels estimés sont comparés à la situation financière en cours et prévue qui existerait si ces mesures n'étaient pas mises en œuvre. C'est une manière de vérifier la résilience d'un secteur par rapport aux coûts environnementaux prévus. La situation financière est caractérisée au moyen d'un certain nombre d'indicateurs internes et externes. La moyenne pondérée des indicateurs internes résulte en un classement de la « résilience » (« Weerstandsvermogen ») et la moyenne des indicateurs externes résulte en un classement de la « situation du marché ». Les valeurs obtenues pour la résilience et la situation du marché déterminent la possibilité d'absorber des coûts environnementaux supplémentaires en interne, ou l'aptitude à les répercuter sur les clients. Une expertise financière est nécessaire pour utiliser le modèle et interpréter les résultats. Un rapport d'expert est indispensable, en particulier en ce qui concerne les développements futurs et l'évaluation de la position concurrentielle.

Finlande

Le rapport « Evaluation of environmental cross-media and economic aspects in industry – Finnish BAT expert case study » [17, Vasara, et coll., 2002] apporte des informations de fond sur l'autorisation environnementale intégrée en Finlande. Différentes méthodes et approches pour l'évaluation économique et les effets croisés ont été identifiées, exposées et illustrées à l'aide d'exemples pratiques à partir de la production de pâtes et papier, ainsi que la production d'énergie. L'accent a été particulièrement mis sur l'application pratique dans le contexte de l'autorisation.

Le document est disponible à partir des sites web <http://www.environment.fi> et <http://www.environment.fi/default.asp?contentid=58397&lan=EN>.

Plusieurs conflits **d'effets croisés sur l'environnement**, allant des plus simples aux plus compliqués, ont été soulignés avec des méthodes possibles pour résoudre les problèmes. L'applicabilité des méthodologies a été évaluée et exposée. Les dimensions des compromis et des conflits possibles couvrent l'air, l'eau, le sol, l'énergie, le temps, la qualité des produits et les coûts. Les méthodes sont ciblées au niveau local, tandis que leur utilisation au niveau européen n'est pas **validée** en raison des variations significatives de l'environnement naturel, anthropique et technologique entre les installations de diverses localités dans toute l'Europe. Les méthodologies **pour** l'évaluation d'un investissement (par exemple, la valeur actualisée nette) et la ventilation des coûts (par exemple, l'évaluation des coûts basée sur l'activité) sont décrites.

Allemagne

Une partie des premiers travaux entrepris lors de la mise au point de l'évaluation **des effets croisés** est décrite dans le document « Cross-media assessment of environmental impacts caused by specific industrial activities » (Goetz, Rippen et coll. 2001). Le document décrit les étapes concernées par la réalisation d'une évaluation **des effets croisés** et présente la structure suivante :

Étape 1: « Travaux préparatoires »

Tout d'abord, les technologies disponibles doivent être sélectionnées et examinées pour savoir si elles sont interchangeables, c'est-à-dire si elles représentent de vraies alternatives pour les **exploitants**. Des critères d'exclusion peuvent être utilisés pour des technologies spécifiques. Des techniques qui, par exemple, n'ont pas été soumises à essai à grande échelle commerciale ou qui ne répondent pas aux normes environnementales acceptées internationalement ne seront pas classées comme une MTD et en conséquence ne seront plus prises en compte.

Étape 2 « Identification **des effets croisés** »

La pollution environnementale que l'on peut attendre des techniques est évaluée qualitativement et comparée. Les différences de performance environnementale individuelle des techniques comparées sont focalisées, de sorte que les quantités de données dont il faut tenir compte peuvent être sensiblement réduites.

Étape 3 : « Rassemblement **des données** »

On rassemble des données concernant les émissions de contaminants (dans l'air et l'eau), la consommation d'énergie et de matériaux auxiliaires et le rejet de déchets pour la zone limitée pour laquelle le bilan doit être préparé. Les dépenses pour les trois zones de données sont calculées sous forme de consommation d'énergie primaire (ou demande d'énergie cumulée, DEC).

Étape 4: « Normalisation et comparaison »

4.1 Normalisation concernant l'industrie

Les résultats du bilan pour les **rejets** et la DEC sont mis en relation avec la charge totale respective ou, dans une variante, la consommation énergétique totale en Allemagne ou l'UE (par exemple, sur la base

d'équivalents de population). Lorsque les différences entre les technologies alternatives sont extrapolées à la capacité totale de l'industrie respective, ceci montre la signification quantitative des émissions ou de la consommation énergétique et uniquement une ou l'autre technologie est alors déployée.

4.2 Normalisation concernant l'environnement

Un scénario de propagation standard dans l'air environnant ou dans un plan d'eau récepteur est établi pour les émissions directes d'une usine classique utilisant les technologies devant être évaluées. Les valeurs **de concentrations** estimées sont comparées aux cibles de qualité concernant les milieux (valeurs **de concentrations** de référence) (prise en compte des **concentraations** en fonction du lieu).

Étape 5: « Évaluation finale »

Dans le but d'identifier les aspects environnementaux pertinents, des seuils de pertinence sont proposés pour les différences entre les technologies alternatives qui ont été déterminées dans l'industrie et les procédures de normalisation concernant l'environnement. Celles-ci ne peuvent qu'avoir un caractère d'orientation. Quant à l'évaluation concernant l'industrie, un seuil de pertinence de 10000 équivalents habitants est recommandé en tant que différence significative entre les résultats de normalisation. Pour ce qui est de la normalisation concernant l'environnement, un excédent de 1 % de la valeur guide **en concentrations** respectives est recommandée. Les différentes substances émises ne sont pas pondérées en fonction de leurs incidences écologiques. De même que **le jugement** MTD/ non MTD, cette évaluation doit être faite au niveau **d'un expert, qui peut** également tenir compte des points **de politique environnementale actuels**.

ANNEXE 14 – EXEMPLE DE LA MACHINE A IMPRIMER

Introduction

Cet exemple permet d'illustrer l'application des diverses lignes directrices présentées dans ce document. Deux options alternatives pour une impression flexographique sont comparées à l'aide de la méthodologie intermilleux. Des techniques alternatives pour l'impression de 2400 tonnes de papier chaque année sont envisagées. Ces techniques alternatives sont : (1) une impression avec une encre à base de solvant ou (2) une impression avec une encre à base d'eau.

Les chiffres des émissions indiqués dans cet exemple ne sont donnés qu'à titre d'illustration de la méthode. Les émissions réelles peuvent varier significativement selon, par exemple, le type de solvant utilisé, la technique d'impression et la qualité du matériel d'impression.

Bien que la « demande énergétique cumulée » et « l'appauvrissement abiotique » soient exclus des méthodologies présentées ailleurs dans le présent document, ils ont fait partie de cet exemple et sont en conséquence retenus. L'utilisation de la DEC étend l'évaluation des incidences environnementales du procédé au-delà de la limite du procédé IPPC et l'on craint que cela puisse conduire à compter deux fois une partie des incidences environnementales. Il y a également des préoccupations concernant la validité des chiffres utilisés dans l'évaluation de l'appauvrissement abiotique, et par le fait que cela dépasse à nouveau les frontières du procédé IPPC.

Les préoccupations au sujet de l'utilisation de l'appauvrissement abiotique comprennent ce qui suit :

1. l'évaluation est dominée par l'énergie consommée par le procédé. Il n'existe aucun facteur de potentiels d'appauvrissement abiotique pour les solvants utilisés, le calcul n'a donc été réalisé que pour les combustibles utilisés dans la génération de l'énergie utilisée dans le procédé
2. un certain nombre de choix arbitraires a été fait pour établir les chiffres (en particulier pour le calcul de la disponibilité des ressources). Il est très difficile de vérifier ou de valider les chiffres qui ont été obtenus
3. les valeurs finales calculées dépendent de l'effort de prospection mené pour cette ressource particulière et du travail d'extrapolation effectué par les chercheurs pour établir le total des réserves disponibles
4. l'appauvrissement d'une ressource n'a pas forcément le même impact que l'appauvrissement d'une autre
5. la validité scientifique de l'évaluation de l'appauvrissement abiotique est très faible et plusieurs listes d'alternatives sont disponibles, mais elles diffèrent toutes en fonction des hypothèses utilisées pour calculer les potentiels d'appauvrissement abiotique
6. l'appauvrissement abiotique en tant que critère pour l'évaluation n'a pas la même importance aux yeux du décideur que, par exemple, les potentiels de toxicité, les potentiels de réchauffement global ou l'acidification.

Par souci d'exhaustivité, des listes des DEC concernant diverses activités et des potentiels d'appauvrissement abiotique concernant certains produits chimiques se trouvent à la fin de la présente annexe.

L'exemple qui suit est structuré dans l'ordre des lignes directrices du présent document.

LIGNE DIRECTRICE 1 – Délimiter et identifier les options alternatives

On étudie deux options alternatives pour une impression flexographique d'un procédé qui imprimerait 2400 tonnes de papier par an. Les données de base concernant les deux options figurent ci-dessous :

Émissions ou consommations	Unités	Quantité utilisée ou émise	
		Option 1 : à base de solvant	Option 2 : à base d'eau
Acétate d'éthyle (air)	kg	7368	1650
Éthanol (air)	kg	7342	3977
Isopropanol (air)	kg	4904	3501
Éthoxypropanol (air)	kg	2669	
Butanone (air)	kg	1219	
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1219	
Toluène (air)	kg	269	
Xylène (air)	kg	269	
Essence (air)	kg		4880
Ammoniac (air)	kg		1400
AOX (eau)	kg		0,028
DCO (eau)	kg		69
Chrome (eau)	kg		0,001
Cuivre (eau)	kg		0,015
Nickel (eau)	kg		0,0054
Ammonium (eau)	kg		0,87
Nitrate (eau)	kg		9,7
Déchets	kg	15700	5000
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2	6,8
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4	2,3
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6	2,4
Énergie totale	TJ	18,2	11,5

Les procédés suivants sont inclus dans les limites **définissant le système étudié** :

- 1) pour l'impression à base de solvant : la fabrication des solvants, liants, agents auxiliaires et de l'encre de l'imprimante, le procédé d'impression et la postcombustion thermique des vapeurs de solvants, l'énergie et les déchets
- 2) pour l'impression à base d'eau : la fabrication des solvants, liants, agents auxiliaires et de l'encre de l'imprimante, le procédé d'impression et la station d'épuration interne et municipale, l'énergie et les déchets.

Dans les deux cas, le poste « énergie, électricité (matériaux) » est calculé à partir de la « demande énergétique cumulée ».

Annexe 14, Tableau 1 : Comparaison de deux options (procédé à base de solvant et à base d'eau pour une impression flexographique)

(sur la base de 2400 tonnes de papier par an). Données provenant d'Oekopol 2000.

Techniques de simplification appliquées :

1. la quantité des pigments est la même pour les deux procédés. Cela ne fait donc pas partie de l'analyse car c'est un facteur commun
2. les procédés d'élimination **des déchets** sont laissés en dehors de l'analyse. Les déchets résultant du procédé sont considérés comme étant des déchets finaux sans analyse de leur composition
3. les procédés de fabrication pour les solvants, liants, agents auxiliaires et l'encre de l'imprimante sont inclus dans l'analyse, mais uniquement en termes de consommation énergétique (demande énergétique cumulée étant donné que la majeure partie des aspects environnementaux associés concerne l'utilisation de l'énergie).

Conflits en termes d'effets croisés sur l'environnement

À partir d'un examen des données de base, il existe un conflit **d'effets croisés** entre les émissions atmosphériques plus importantes (les COV (acétate d'éthyle, éthanol, etc.)) du procédé à base de solvant et les rejets d'eaux usées du procédé à base d'eau. L'influence de la consommation énergétique et de la production de déchets des deux procédés est encore **difficile à cerner**.

Conclusion après avoir suivi la ligne directrice 1

À ce stade, aucune conclusion ne peut être tirée en ce qui concerne la performance environnementale de ces procédés, du fait que l'option apportant le plus haut niveau de protection pour l'environnement n'est pas évidente. En conséquence, l'analyse est poursuivie avec la ligne directrice 2.

LIGNE DIRECTRICE 2 – Inventaire des émissions

Émissions ou consommations amont concernant l'énergie pour le procédé d'impression à base de solvant

Les facteurs de multiplication dans la colonne 3 ci-dessous sont extraits des données sur le mélange **énergétique** européen de l'Annexe 8. Les données des colonnes 4, 5 et 6 ont été calculées en multipliant l'information sur l'énergie utilisée (en GJ) provenant de l'inventaire par les facteurs de multiplication de la colonne 3.

1	2	3	4	5	6
		Facteurs de multiplication provenant de l'Annexe 8	Énergie, électricité (matériaux)	Énergie, électricité (consommation primaire)	Énergie, chaleur (consommation primaire)
Énergie utilisée dans le procédé à base de solvant	TJ		12,2	4,4	1,6
	GJ		12,2*10 ³	4,4*10 ³	1,6*10 ³
Électricité	GJ	1	12200	4400	
Énergie primaire	GJ	2,57	31354	11308	
Pétrole	kg	9,01	109922	39644	

Gaz	m ³	6,92	84424	30448	
Charbon	kg	0,13	1586	572	
lignite	kg	34,64	422608	152416	
SO ₂	kg	0,1	1220	440	
CO ₂	kg	116,71	1423862	513524	
NO ₂	kg	0,16	1952	704	
Vapeur	GJ	1			1600
Énergie primaire	GJ	1,32			2112
Pétrole	kg	12,96			20736
Gaz	m ³	10,46			16736
Charbon	kg	14,22			22752
SO ₂	kg	0,54			864
CO ₂	kg	97,2			155520
NO ₂	kg	0,18			

Annexe 14, Tableau 2 : Émissions ou consommations amont concernant l'énergie pour le procédé à base de solvant

Les totaux se trouvant dans le tableau ci-dessous représentent la somme du total des combustibles utilisés et des polluants émis par l'énergie utilisée dans l'électricité utilisée pour produire les matériaux (CED), l'électricité utilisée directement dans le procédé et la vapeur utilisée directement dans le procédé. Ils ont été calculés en **sommant** les données calculées dans les colonnes 4, 5 et 6 du tableau ci-dessus.

Procédé à base de solvant		
Pétrole (utilisation)	kg	170302
Gaz (utilisation)	m ³	131608
Charbon (utilisation)	kg	23482
SO ₂ (émission)	kg	2524
CO ₂ (émission)	kg	1630706
NO ₂ (émission)	kg	2944

Annexe 14, Tableau 3 : Résumé des émissions ou consommations concernant l'énergie dans le procédé à base de solvant

Émissions ou consommations amont concernant l'énergie pour le procédé à base d'eau

Les facteurs de multiplication dans la colonne 3 ci-dessous sont extraits des données sur le **mélange énergétique européen** de l'Annexe 8. Les données des colonnes 4, 5 et 6 ont été calculées en multipliant l'information sur l'énergie utilisée (en GJ) provenant de l'inventaire par les facteurs de multiplication de la colonne 3.

1	2	3	4	5	6
		Facteurs de multiplication provenant de l'Annexe 8	Énergie, électricité (matériaux)	Énergie, électricité (consommation primaire)	Énergie, chaleur (consommation primaire)

Énergie utilisée dans le procédé à base d'eau	TJ		6,8	2,3	2,4
	GJ		6,8*10 ³	2,3*10 ³	2,4*10 ³
Électricité	GJ	1	6800	2300	
Énergie primaire	GJ	2,57	17476	5911	
Pétrole	kg	9,01	61268	20723	
Gaz	m ³	6,92	47056	15916	
Charbon	kg	0,13	884	299	
Lignite	kg	34,64	249152	79672	
SO ₂	kg	0,1	680	230	
CO ₂	kg	116,71	793628	268433	
NO ₂	kg	0,16	1088	368	
Vapeur	GJ	1			2400
Énergie primaire	GJ	1,32			3168
Pétrole	kg	12,96			31104
Gaz	m ³	10,46			25104
Charbon	kg	14,22			34128
SO ₂	kg	0,54			1296
CO ₂	kg	97,2			233280
NO ₂	kg	0,18			432

Annexe 14, Tableau 4 : Émissions ou consommations amont concernant l'énergie dans le procédé à base d'eau

Les totaux se trouvant dans le tableau ci-dessous représentent la somme du total des combustibles utilisés et des polluants émis par l'énergie utilisée dans l'électricité utilisée pour produire les matériaux (CED), l'électricité utilisée directement dans le procédé et la vapeur utilisée directement dans le procédé. Ces totaux ont été calculés en ajoutant les données calculées dans les colonnes 4, 5 et 6 du tableau ci-dessus.

Procédé à base d'eau		
Pétrole (utilisation)	kg	113095
Gaz (utilisation)	m ³	88076
Charbon (utilisation)	kg	35311
SO ₂ (émission)	kg	2206
CO ₂ (émission)	kg	1295341
NO ₂ (émission)	kg	1888

Annexe 14, Tableau 5 : Résumé des émissions ou consommations concernant l'énergie dans le procédé à base d'eau

Résumé des émissions ou consommations pour les deux procédés d'impression

Après avoir calculé les émissions ou les consommations amont concernant l'énergie, l'inventaire des émissions et des consommations pour les deux options peut être comparé comme ci-dessous.

Émissions ou consommations environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant	OPTION 2 Impression à base d'eau
Acétate d'éthyle (air)	kg	7368	1650
Éthanol (air)	kg	7342	3977
Isopropanol (air)	kg	4904	3501
Éthoxypropanol (air)	kg	2669	-
Butanone (air)	kg	1219	-
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1219	-
Toluène (air)	kg	269	-
Xylène (air)	kg	269	-
Essence (air)	kg	-	4880
Ammoniac (air)	kg	-	1400
AOX (eau)	kg	-	0,028
DCO (eau)	kg	-	69
Chrome (eau)	kg	-	0,001
Cuivre (eau)	kg	-	0,015
Nickel (eau)	kg	-	0,0054
Ammonium (eau)	kg	-	0,87
Nitrate (eau)	kg	-	9,7
Énergie	TJ	18,2	11,5
Déchets	kg	15700	5000
Pétrole (utilisation)	kg	170302	113095
Gaz (utilisation)	m ³	131608	88076
Charbon (utilisation)	kg	23482	35311
SO₂ (émission)	kg	2524	2206
CO₂ (émission)	kg	1630706	1295341
NO₂ (émission)	kg	2944	1888

Annexe 14, Tableau 6 : Résumé des émissions ou consommations provenant des procédés alternatifs d'impression

Il est évident à partir de cet inventaire et des calculs que le procédé à base de solvant rejette plus de solvants et utilise plus de pétrole et de gaz. Le procédé à base d'eau utilise plus de charbon et donne des rejets dans l'eau. En conséquence, le procédé à base de solvant libère de plus grandes quantités de SO₂, CO₂ et NO₂ à partir de l'énergie utilisée que le procédé à base d'eau. Les différences d'utilisation du charbon, du pétrole et du gaz sont dues à la plus grande demande en énergie du procédé à base de solvant et au mélange énergétique différent.

Qualité des données

Pour chaque procédé, on a recueilli les extractions et les émissions sur la base de l'impression de 2400 tonnes de papier par an. Les données étaient recueillies quant aux procédés d'impression, de post-combustion des vapeurs de solvants et **pour** la station d'épuration, sur la base des données moyennes provenant de plusieurs usines en exploitation en Allemagne.

En utilisant le système de notation de la qualité des données, les données de cet exemple peuvent être évaluées à « C » : c'est-à-dire que les données sont une estimation sur la base d'une quantité limitée d'informations représentatives de certaines situations et pour lesquelles des **hypothèses** de fond sont limitées. Toutefois, il n'a pas été possible de faire un suivi ni de valider les données d'origine.

Conclusion après avoir suivi la ligne directrice 2

Le conflit **sur les effets croisés** persiste. L'utilisateur et le décideur devront apprécier les avantages relatifs des plus importantes émissions atmosphériques provenant des COV utilisés et l'énergie utilisée dans le procédé à base de solvant par rapport aux rejets plus élevés d'eau du procédé à base d'eau.

LIGNE DIRECTRICE 3 – Calculer les effets **croisés**

Toxicité pour l'homme

Les potentiels de toxicité pour l'homme concernant les deux options alternatives sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Potentiels de toxicité pour l'homme							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommation environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant			OPTION 2 Impression à base d'eau		
		Masse rejetée	Seuil de toxicité pour l'homme $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Volume d'air pollué à son seuil de toxicité en m^3	Masse rejetée	Seuil de toxicité pour l'homme $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Volume d'air pollué à son seuil de toxicité en m^3
Acétate d'éthyle (air)	kg	7368	14600	504657534	1650	14600	113013698
Éthanol (air)	kg	7342	19200	382395833	3977	19200	207135417
Isopropanol (air)	kg	4904			3501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2669			-		
Butanone (air)	kg	1219	6000	203166667	-	6000	
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1219			-		
Toluène (air)	kg	269	1910	140837696	-	1910	
Xylène (air)	kg	269	4410	60997732	-	4410	
Essence (air)	kg	-			4880		
Ammoniac (air)	kg	-			1400	180	777777778
AOX (eau)	kg	-			0		
DCO (eau)	kg	-			69		
Chrome (eau)	kg	-			0		
Cuivre (eau)	kg	-			0		
Nickel (eau)	kg	-			0		
Ammonium (eau)	kg	-			0		
Nitrate (eau)	kg	-			10		
Déchets	kg	15700			5000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12			7		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4			2		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	2			2		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont							
CO₂ (émission atmosphérique)	kg	1630706			1295341		
SO₂ (émission atmosphérique)	kg	2524	50	5048000000	2206	50	4412000000
NO₂ (émission atmosphérique)	kg	2944	40	7360000000	1888	40	4720000000
Charbon (extraction)	kg	23482			35311		
Pétrole (extraction)	kg	170302			113095		
Gaz (extraction)	m^3	131608			88076		
Volume total d'air pollué à son seuil de toxicité en m^3				125 x 10⁹			99 x 10⁹

Annexe14, Tableau 7 : Potentiels de toxicité pour l'homme des deux options du procédé d'impression

À partir de ces résultats, il est évident que la méthodologie d'impression à base de solvant présente les plus grands effets de toxicité pour l'homme parmi les deux options ($125 \times 10^9 \text{ m}^3$ d'air pollué à son seuil de toxicité contre $99 \times 10^9 \text{ m}^3$ pour le procédé à base d'eau). En conséquence, en ce qui concerne le potentiel de toxicité pour l'homme, le procédé de l'impression à base d'eau est préférable. Toutefois, l'utilisateur doit être prudent lorsqu'il interprète les résultats, étant donné que la principale source des effets de toxicité pour l'homme est, en fait, les polluants rejetés par l'énergie utilisée. Une source d'énergie de substitution pourrait bien faire changer la décision.

À partir des représentations graphiques des résultats ci-dessous, il est évident que les effets de toxicité pour l'homme des rejets directs sont dominés par le rejet d'ammoniac provenant du procédé d'impression à base d'eau. Lorsque l'on tient également compte des rejets provenant de l'énergie utilisée (présentés dans le second graphique), l'effet dominant devient les rejets de dioxyde d'azote et de dioxyde de soufre provenant de l'énergie consommée par le procédé à base de solvant.

Ammonia (air)	Ammoniac (air)
Gasoline (air)	Essence (air)
Xylene (air)	Xylène (air)
Toluene (air)	Toluène (air)
Methylisobutylketone	Méthylisobutylcétone
Butanone (air)	Butanone (air)
Ethoxypropanol (air)	Éthoxypropanol (air)
Isopropanol (air)	Isopropanol (air)
Ethanol (air)	Éthanol (air)
Ethyl acetate (air)	Acétate d'éthyle (air)
Water-based printing	Impression à base d'eau
Solvent-base printing	Impression à base de solvant
106 m3 of air polluted to its toxicity threshold	10^6 m^3 d'air pollué à son seuil de toxicité

Annexe 14, Figure 1 : Potentiel de toxicité pour l'homme de rejets directs (à l'exception de la consommation d'énergie)

NO2 (air)	NO ₂ (air)
SO2 (air)	SO ₂ (air)
CO2 (air)	CO ₂ (air)
Ammonia (air)	Ammoniac (air)
Gasoline (air)	Essence (air)
Xylene (air)	Xylène (air)
Toluene (air)	Toluène (air)
Methylisobutylketone	Méthylisobutylcétone
Butanone (air)	Butanone (air)
Ethoxypropanol (air)	Éthoxypropanol (air)
Isopropanol (air)	Isopropanol (air)
Ethanol (air)	Éthanol (air)
Ethyl acetate (air)	Acétate d'éthyle (air)
Water-based printing	Impression à base d'eau
Solvent-base printing	Impression à base de solvant
106 m3 of air polluted to its toxicity threshold	10^6 m^3 d'air pollué à son seuil de toxicité

Annexe 14, Figure 2 : Potentiel de toxicité pour l'homme (y compris les rejets provenant de la consommation d'énergie)

Remarques

Les paragraphes suivants exposent et traitent de certains points faibles de cette méthodologie.

- Dans cet exemple, le dioxyde d'azote et le dioxyde de soufre rejetés de la centrale électrique dominent le potentiel de toxicité pour l'homme. Si l'énergie provenait d'une autre source (par exemple, une centrale au gaz ou le nucléaire), cela changerait entièrement la donne. Cela devient évident si les résultats des émissions directes et des émissions concernant l'énergie sont présentés séparément (voir les figures ci-dessus). Dans ce cas, la première réaction serait de réaliser des analyses de sensibilité de la consommation d'énergie et des facteurs de multiplication utilisés dans la détermination des émissions provenant de l'énergie consommée. Ceci a une influence critique sur la prise de décision et peut bien être biaisé si les données sur le « **mélange énergétique européen** » ou des informations plus locales sont utilisées.
- Dans ce cas, un potentiel de toxicité de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été utilisé pour le SO_2 (**valeur de référence pour l'impact à long terme au RU** à partir de la limite d'exposition en milieu de travail). Si les limites d'exposition à court terme avaient été utilisées, alors les rapports entre SO_2 et NO_2 auraient changé, étant donné que les rapports entre les limites d'exposition à long terme et court terme ne sont pas **les mêmes**. Différents polluants ont différents effets à long et court terme, ce qui rend difficile de faire des comparaisons directes entre les polluants. Lors de l'évaluation, les chiffres à long et court terme ne doivent pas être mélangés, mais on ne sait pas s'il vaut mieux utiliser les chiffres à long ou court terme, ou si les deux chiffres doivent être **employés**.
- L'isopropanol, l'éthoxypropanol et la méthylisobutylcétone n'ont pas non plus de seuils de toxicité pour l'homme. D'autres noms ont été **testés**, mais aucun facteur n'a été trouvé :
 - a) pour l'isopropanol, les autres noms sont l'alcool isopropylique, le 2-propanol, le diméthylcarbinol, l'alcool sec-propylique
 - b) pour l'éthoxypropanol, les autres noms sont le propylène glycol et l'éther de monoéthyle.
 - c) pour la méthylisobutylcétone, les autres noms sont l'isobutylméthylcétone, la méthylisobutylcétone, la 4-méthyl-2-pentanone, le MIBK.
- Quelle orientation peut-on donner à l'utilisateur dans ces circonstances ? Peut-on les **obtenir** avec la méthodologie de **calcul** du RU présentée en Annexe 1 ($1/100^{\text{ème}}$ d'une limite d'exposition en milieu de travail, $1/500^{\text{ème}}$ d'une limite d'exposition maximum) à l'aide des limites d'exposition recommandées (REL) provenant de la base de données du NIOSH (institut national pour la santé et l'hygiène professionnelles) ? Cette base de données a un **champ** plus complet et est également accessible depuis internet.

<http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0000.html>.

Potentiel de réchauffement **global**

Les potentiels de réchauffement **global** pour les deux options sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Potentiels de réchauffement global							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommations environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant			OPTION 2 Impression à base d'eau		
		Masse rejetée	Potentiel de réchauffement global	Équivalent de CO ₂	Masse rejetée	Potentiel de réchauffement global	Équivalent de CO ₂
Acétate d'éthyle (air)	kg	7368			1650		
Éthanol (air)	kg	7342			3977		
Isopropanol (air)	kg	4904			3501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2669			-		
Butanone (air)	kg	1219			-		
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1219			-		
Toluène (air)	kg	269			-		
Xylène (air)	kg	269			-		
Essence (air)	kg	-			4880		
Ammoniac (air)	kg	-			1400		
AOX (eau)	kg	-			0,028		
DCO (eau)	kg	-			69		
Chrome (eau)	kg	-			0,001		
Cuivre (eau)	kg	-			0,015		
Nickel (eau)	kg	-			0,0054		
Ammonium (eau)	kg	-			0,87		
Nitrate (eau)	kg	-			9,7		
Déchets	kg	15700			5000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2			6,8		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4			2,3		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6			2,4		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont.							
CO ₂ (émission atmosphérique)	kg	1630706	1	1630706	1295341	1	1295341
SO ₂ (émission atmosphérique)	kg	2524			2206		
NO ₂ (émission atmosphérique)	kg	2944			1888		
Charbon (extraction)	kg	23482			35311		
Pétrole (extraction)	kg	170302			113095		
Gaz (extraction)	m ³	131608			88076		
Total d'équivalent en kg de CO₂				1630706			1295341

Annexe 14, Tableau 8 : Potentiels de réchauffement **global** des deux options du procédé d'impression

À partir de cette évaluation, la technique d'impression à base d'eau est à nouveau préférée à la technique à base de solvant, étant donné qu'elle présente un potentiel de réchauffement **global** plus faible (à savoir,

1295341 par rapport à 1630706 kg d'équivalents de CO₂). Les utilisateurs doivent à nouveau remarquer que les gaz à effet de serre libérés dans cet exemple proviennent de l'énergie utilisée dans le procédé, et que les préoccupations sur l'information utilisée pour obtenir ces émissions s'appliquent également ici.

Toxicité aquatique

Les potentiels de toxicité aquatique pour les deux options sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Potentiels de toxicité aquatique							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommation environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant			OPTION 2 Impression à base d'eau		
		Masse rejetée	Seuil de toxicité aquatique $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Volume d'eau polluée m^3	Masse rejetée	Seuil de toxicité aquatique $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Volume d'eau polluée m^3
Acétate d'éthyle (air)	kg	7368			1650		
Éthanol (air)	kg	7342			3977		
Isopropanol (air)	kg	4904			3501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2669			-		
Butanone (air)	kg	1219			-		
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1219			-		
Toluène (air)	kg	269			-		
Xylène (air)	kg	269			-		
Essence (air)	kg	-			4880		
Ammoniac (air)	kg	-			1400		
AOX (eau)	kg	-			0,028		
DCO (eau)	kg	-			69		
Chrome (eau)	kg	-			0,001	0,0085	117,65
Cuivre (eau)	kg	-			0,015	0,0011	13636,36
Nickel (eau)	kg	-			0,0054	0,0018	3000,00
Ammonium (eau)	kg	-			0,87		
Nitrate (eau)	kg	-			9,7		
Déchets	kg	15700			5000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2			6,8		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4			2,3		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6			2,4		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont							
CO ₂ (émission)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (émission)	kg	2524			2206		
NO ₂ (émission)	kg	2944			1888		
Charbon (extraction)	kg	23482			35311		
Pétrole (extraction)	kg	170302			113095		
Gaz (extraction)	m ³	131608			88076		
Volume total d'eau polluée à son seuil de toxicité en m³					0		16754

Annexe 14, Tableau 9 : Potentiels de toxicité aquatique des deux options du procédé d'impression

Sur la base de ce calcul, le procédé à base de solvant est l'option préférée, étant donné qu'il n'a pas d'impact sur l'environnement aquatique, tandis que le procédé à base d'eau a un faible impact.

Potentiel d'acidification

Les potentiels d'acidification pour les deux options sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Potentiels d'acidification							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommations environnementales		OPTION 1			OPTION 2		
		Impression à base de solvant			Impression à base d'eau		
		Émission massique	Potentiel d'acidification	Équivalent de SO ₂	Émission massique	Potentiel d'acidification	Équivalent de SO ₂
Acétate d'éthyle (air)	kg	7368			1650		
Éthanol (air)	kg	7342			3977		
Isopropanol (air)	kg	4904			3501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2669			-		
Butanone (air)	kg	1219			-		
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1219			-		
Toluène (air)	kg	269			-		
Xylène (air)	kg	269			-		
Essence (air)	kg	-			4880		
Ammoniac (air)	kg	-			1400	1,6	2884
AOX (eau)	kg	-			0,028		
DCO (eau)	kg	-			69		
Chrome (eau)	kg	-			0,001		
Cuivre (eau)	kg	-			0,015		
Nickel (eau)	kg	-			0,0054		
Ammonium (eau)	kg	-			0,87		
Nitrate (eau)	kg	-			9,7		
Déchets	kg	15700			5000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2			6,8		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4			2,3		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6			2,4		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont							
CO ₂ (émission)	Kg	1630706			1295341		
SO ₂ (émission)	Kg	2524	1,2	3028	2206	1,2	2647
NO ₂ (émission)	Kg	2944	0,5	1472	1888	0,5	944
Charbon (extraction)	Kg	23482			35311		
Pétrole (extraction)	Kg	170302			113095		
Gaz (extraction)	m ³	131608			88076		
Potentiel d'acidification total en équivalents de kg de SO₂				4500			6475

Annexe 14, Tableau 10 : Potentiels d'acidification des deux options du procédé d'impression

Dans cet exemple, le procédé d'impression à base de solvant est préféré, étant donné qu'il a un effet d'acidification inférieur au procédé à base d'eau (4500 kg d'équivalents de SO₂ contre 6475 kg d'équivalents de SO₂).

Potentiel d'eutrophisation

Les potentiels d'eutrophisation pour les deux options de l'exemple du procédé d'impression sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Potentiels d'eutrophisation							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommations environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant			OPTION 2 Impression à base d'eau		
		Émission massique	Potentiel d'eutrophisation	Équivalents de PO ₄ ³⁻	Émission massique	Potentiel d'eutrophisation	Équivalents de PO ₄ ³⁻
Acétate d'éthyle (air)	kg	7 368			1 650		
Éthanol (air)	kg	7 342			3 977		
Isopropanol (air)	kg	4 904			3 501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2 669			-		
Butanone (air)	kg	1 219			-		
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1 219			-		
Toluène (air)	kg	269			-		
Xylène (air)	kg	269			-		
Essence (air)	kg	-			4 880		
Ammoniac (air)	kg	-			1 400	0,35	490
AOX (eau)	kg	-			0,028		
DCO (eau)	kg	-			69	0,022	1,518
Chrome (eau)	kg	-			0,001	0	
Cuivre (eau)	kg	-			0,015		
Nickel (eau)	kg	-			0,0054		
Ammonium (eau)	kg	-			0,87	0,33	0,287
Nitrate (eau)	kg	-			9,7	0,1	0,97
Déchets	kg	15 700			5 000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2			6,8		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4			2,3		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6			2,4		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont							
CO ₂ (émission)	kg	1 630 706			1 295 341		
SO ₂ (émission)	kg	2 524			2 206		
NO ₂ (émission)	kg	2 944	0,13	383	1 888	0,13	245
Charbon (extraction)	kg	23 482			35 311		
Pétrole (extraction)	kg	170 302			113 095		
Gaz (extraction)	m ³	131 608			88 076		
kg d'équ. de PO₄³⁻				383			738

total							
--------------	--	--	--	--	--	--	--

Annexe 14, Tableau 11 : Potentiels d'eutrophisation des deux options du procédé d'impression

Dans ce cas, l'option de l'impression à base de solvant est préférable au procédé à base d'eau.

Potentiel de destruction de la couche ozone

Aucun produit chimique possédant un potentiel de destruction de la couche d'ozone n'est rejeté dans l'exemple du procédé d'impression, quelle que soit l'option.

Potentiel de création d'ozone photochimique

Les potentiels de création d'ozone photochimique pour les deux options sont présentés ci-dessous.

Potentiels de création d'ozone photochimique							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommations environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant			OPTION 2 Impression à base d'eau		
		Émission massique	PCOP	PCOP en kg d'équivalents d'éthylène	Émission massique	PCOP	PCOP en kg d'équivalents d'éthylène
Acétate d'éthyle (air)	kg	7 368	0,209	1540	1 650	0,209	344
Éthanol (air)	kg	7 342	0,399	2929	3 977	0,399	1 587
Isopropanol (air)	kg	4 904			3 501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2 669			-		
Butanone (air)	kg	1 219			-		
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1 219	0,49	597	-	0,49	
Toluène (air)	kg	269	0,637	171	-	0,637	
Xylène (air)	kg	269	1,108	298	-	1,108	
Essence (air)	kg	-			4 880		
Ammoniac (air)	kg	-			1 400		
AOX (eau)	kg	-			0,028		
DCO (eau)	kg	-			69		
Chrome (eau)	kg	-			0,001		
Cuivre (eau)	kg	-			0,015		
Nickel (eau)	kg	-			0,0054		
Ammonium (eau)	kg	-			0,87		
Nitrate (eau)	kg	-			9,7		
Déchets	kg	15 700			5 000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2			6,8		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4			2,3		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6			2,4		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont							
CO ₂ (émission dans l'air)	kg	1 630 706			1 295 341		
SO ₂ (émission dans l'air)	kg	2 524	0,048	121	2 206	0,048	106

l'air)							
NO ₂ (émission dans l'air)	kg	2 944	0,028	82	1 888	0,028	53
Charbon (extraction)	kg	23 482			35 311		
Pétrole (extraction)	kg	170 302			113 095		
Gaz (extraction)	m ³	131 608			88 076		
kg d'équivalent d'éthylène total				5 738			2 088

Annexe 14, Tableau 12 : Potentiels de création d'ozone photochimique des deux options du procédé d'impression

Dans cet exemple, le procédé d'impression à base d'eau est préférable au procédé à base de solvant, car il montre un PCOP inférieur.

Appauvrissement abiotique

Les potentiels d'appauvrissement abiotique des ressources utilisées dans les deux options sont présentés ci-dessous.

Appauvrissement abiotique							
Exemple : impression à base de solvant contre impression à base d'eau							
Émissions ou consommations environnementales		OPTION 1 Impression à base de solvant			OPTION 2 Impression à base d'eau		
		Émission massique	Potentiel d'appauvrissement abiotique	PAA en kg d'antimoine	Émission massique	Potentiel d'appauvrissement abiotique	PAA en kg d'antimoine
Acétate d'éthyle (air)	kg	7 368			1 650		
Éthanol (air)	kg	7 342			3 977		
Isopropanol (air)	kg	4 904			3 501		
Éthoxypropanol (air)	kg	2 669			-		
Butanone (air)	kg	1 219			-		
Méthylisobutylcétone (air)	kg	1 219			-		
Toluène (air)	kg	269			-		
Xylène (air)	kg	269			-		
Essence (air)	kg	-			4 880		
Ammoniac (air)	kg	-			1 400		
AOX (eau)	kg	-			0,028		
DCO (eau)	kg	-			69		
Chrome (eau)	kg	-			0,001		
Cuivre (eau)	kg	-			0,015		
Nickel (eau)	kg	-			0,0054		
Ammonium (eau)	kg	-			0,87		
Nitrate (eau)	kg	-			9,7		
Déchets	kg	15 700			5 000		
Énergie, électricité (matériaux)	TJ	12,2			6,8		
Énergie, électricité (consommation primaire)	TJ	4,4			2,3		
Énergie, chaleur (consommation primaire)	TJ	1,6			2,4		
Tableau récapitulatif des taux d'émissions et de consommation concernant l'énergie à partir de procédés amont							
CO ₂ (émission dans l'air)	kg	1 630 706			1 295 341		
SO ₂ (émission dans l'air)	kg	2 524			2 206		
NO ₂ (émission dans l'air)	kg	2 944			1 888		
Charbon (extraction)	kg	23 482	0,0134	315	35 311	0,0134	473
Pétrole (extraction)	kg	170 302	0,0201	3 423	113 095	0,0201	2 273
Gaz (extraction)	m ³	131 608	0,0187	2 461	88 076	0,0187	1 647

kg d'équivalent d'antimoine total				6 199			4 393

Annexe 14, Tableau 13 : Appauvrissement abiotique des deux options du procédé d'impression

Dans cet exemple, le procédé à base de solvant utilise plus de ressources abiotiques que le procédé à base d'eau, en conséquence, le procédé à base d'eau est l'option préférée.

LIGNE DIRECTRICE 4 – Interpréter les conflits d'impacts croisés

Comparaison simple de chaque incidence sur l'environnement

Pour cet exemple, les résultats de l'évaluation de chaque thème environnemental sont montrés dans le tableau suivant :

	Procédé à base de solvant	Procédé à base d'eau
Potentiel de toxicité pour l'homme		✓
Potentiel de réchauffement global		✓
Potentiel de toxicité aquatique	✓	
Potentiel d'acidification	✓	
Potentiel d'eutrophisation	✓	
Potentiel de destruction de la couche d'ozone	-	-
Potentiel de création d'ozone photochimique		✓
Appauvrissement abiotique		✓
Énergie		✓
Déchets		✓

Remarque : le choix préféré présente l'impact sur l'environnement le plus faible dans chacune des catégories

Annexe 14, Tableau 14 : Comparaison simple de chaque incidence environnementale

À ce stade, l'utilisateur doit également souligner toute incidence environnementale ou tout polluant n'ayant pas été pris en compte dans l'évaluation. En ce qui concerne l'exemple du procédé d'impression, des émissions d'isopropanol, d'éthoxypropanol et de méthylisobutylcétone n'ont pas été prises en compte étant donné qu'aucun facteur de multiplication n'avait été obtenu pour eux, même s'ils sont susceptibles d'avoir un potentiel de création d'ozone photochimique et éventuellement un effet toxique pour l'homme. L'émission d'essence dans l'air provenant du procédé d'impression à base d'eau n'a pas été évaluée du fait qu'aucun facteur de l'effet n'a été obtenu concernant l'essence, quel que soit le thème envisagé, même si elle est susceptible d'avoir un potentiel de création d'ozone photochimique et éventuellement un effet toxique pour l'homme. On n'a calculé aucun effet pour le rejet d'ammonium dans l'eau non plus, une fois encore en raison de l'absence de facteur de multiplication, même si le rejet d'ammonium est susceptible d'avoir un effet d'eutrophisation. Heureusement, dans ce cas, l'ammonium ne représentait qu'un très petit rejet.

Lorsque l'on a comparé les deux exemples de procédé d'impression, on a trouvé que l'énergie consommée dans les procédés et les incidences sur l'environnement de la production de cette énergie représentaient l'effet dominant. Il faut avoir présent à l'esprit les commentaires de la Section 2.4.2 sur l'énergie utilisée dans le procédé.

À partir des résultats présentés ici, l'option préférée serait le procédé d'impression à base d'eau. Il a l'impact le plus faible sur l'environnement pour 4 catégories sur 8, et consomme également moins d'énergie et produit moins de déchets.

Cette décision se fonde sur des comparaisons simples et transparentes entre les options. En plus de permettre d'identifier l'alternative ayant le plus faible impact sur l'environnement, la transparence de la méthodologie permet que l'utilisateur identifie les problèmes entraînant les plus grandes préoccupations. L'inconvénient de cette démarche est que l'on ne tient pas compte de l'importance de l'incidence sur l'environnement. Par exemple, l'incidence de l'eutrophisation due aux deux alternatives était assez faible, mais l'eutrophisation a le même poids que d'autres incidences plus importantes telles que la toxicité.

Comme étape supplémentaire, le tableau et la figure suivante présentent une comparaison avec les totaux européens.

Incidence	Unités	Charge européenne totale	Solvant		Eau	
			Total	Fraction du total européen	Total	Fraction du total européen
Potentiel de toxicité pour l'homme	m ³ d'air	?	125 x 10 ⁹	?	99 x 10 ⁹	?
Potentiel de réchauffement global	kg d'équivalents de CO ₂	4,7 x 10 ¹²	1 630 706	3,47 x 10 ⁻⁷	1 295 341	2,76 x 10 ⁻⁷
Potentiel de toxicité aquatique	m ³ d'eau	?	0	?	16 754	?
Potentiel d'acidification	kg d'équivalents de SO ₂	2,7 x 10 ¹⁰	4500	1,67 x 10 ⁻⁷	6 475	2,4 x 10 ⁻⁷
Potentiel d'eutrophisation	kg d'équivalent de PO ₄ ³⁻	1,3 x 10 ¹⁰	383	2,95 x 10 ⁻⁸	738	5,68 x 10 ⁻⁸
Potentiel de destruction de la couche d'ozone	kg d'équivalent de CFC-11	8,3 x 10 ⁷		0		0
Potentiel de création d'ozone photochimique	kg d'équivalent d'éthylène	8,2 x 10 ⁹	5 738	6,99 x 10 ⁻⁷	2 088	2,55 x 10 ⁻⁷
Appauvrissement abiotique	kg d'équivalent de Sb	1,9 x 10 ¹⁰	6 199	3,26 x 10 ⁻⁷	4 393	2,31 x 10 ⁻⁷
Énergie	TJ	6,1 x 10 ¹³	18,2	2,98 x 10 ⁻¹³	11,5	1,89 x 10 ⁻¹³
Déchets	kg	5,4 x 10 ¹¹	15 700	2,91 x 10 ⁻⁸	5 000	9,26 x 10 ⁻⁹

Annexe 14, Tableau 15 : Options du procédé d'impression comparées aux totaux européens

Toxicity	Toxicité
GWP	PRP
Aquatic Toxicity	Toxicité aquatique
Acidification	Acidification
Nutrition	Nutrition
ozone depletion	Destruction de la couche d'ozone
POCP	PCOP
Abiotic depletion	Appauvrissement abiotique
Energy	Énergie
Waste	Déchets
Solvent	Solvant
Water	Eau

Annexe 14, Figure 3 : Comparaison des deux options avec les totaux européens pour les thèmes environnementaux

On constate à partir de l'Annexe 14, Figure 3, que le potentiel de création d'ozone photochimique (PCOP) est le thème pour lequel les alternatives ont le plus grand impact sur le total européen.

Les utilisateurs et les décideurs doivent comprendre que la confiance en ces totaux européens représente **le maillon le plus faible** de cette méthodologie et cette étape de l'évaluation doit être utilisée avec beaucoup de précautions.

Remarques

1) Les totaux européens concernant la toxicité pour l'homme et la toxicité aquatique doivent encore être calculés.

2) Les incertitudes entourant ces totaux européens sont très grandes. C'est probablement la partie la plus faible de la méthodologie en raison de ces incertitudes. Tout au long du document, **on insiste** sur le fait qu'il est nécessaire de prendre des décisions dès que possible dans l'évaluation.

3) Étant donné que le processus d'élargissement de l'Europe continue, les nombres vont changer. On ne sait pas **comment les** mises à jour de ces chiffres pourraient être gérées.

Demande énergétique cumulée

Liste d'exemples de demande énergétique cumulée (DEC)

Produit ou service	Unités	DEC MJ par unité	Référence
Énergie secondaire			
Électricité provenant du réseau public (UE-15)	1 MWh	789	ifeu
Électricité provenant d'une centrale à charbon	1 MWh	665	ifeu
Électricité provenant d'une centrale à gaz	1 MWh	560	ifeu
Électricité provenant d'une centrale nucléaire	1 MWh	901	ifeu
Électricité provenant d'une centrale hydroélectrique	1 MWh	280	ifeu
Vapeur provenant de la combustion du charbon	1 MWh	344	ifeu
Vapeur provenant de la combustion du gaz	1 MWh	349	ifeu
Combustibles, ressources d'énergie primaire			
Huile minérale (brute)	1 kg	42,6	TREMOD
Diesel	1 kg	42,8	TREMOD
Fioul léger	1 kg	42,8	TREMOD
Fioul lourd	1 kg	40,4	TREMOD
Gaz naturel (brut)	1 m ³	34	ECOINVENT
Gaz naturel (purifié)	1 m ³	40,3	GEMIS
Charbon (mélange d'entrées moyen Europe)	1 kg	29,1	ifeu
Charbon (Allemagne, RU)	1 kg	29,8	ifeu
Charbon (Afrique du Sud, Australie)	1 kg	26,6	ifeu
Lignite (Allemagne)	1 kg	9,1	ifeu
Copeaux de bois	1 kg	8,9	ifeu
Huile de colza	1 kg	9,3	ifeu
Produits chimiques, auxiliaires			
Pierre à chaux moulue	1 kg	0,053	Patyk
Chaux éteinte	1 kg	4,18	Patyk
Hydroxyde de sodium	1 kg	19,9	APME
Ammoniac	1 kg	36	Patyk
Méthanol	1 kg	42,9	ifeu
Éthanol	1 kg	56	ifeu
Acétone	1 kg	64,3	APME
Glycol	1 kg	64,8	ifeu
Benzène	1 kg	61,9	APME
Toluène	1 kg	66,2	APME
Métaux et matériaux de construction			
Fer	1 kg	14,4	GEMIS
Acier	1 kg	16,3	FFE
Aluminium, primaire	1 kg	196	GEMIS
Aluminium, secondaire	1 kg	25,8	GEMIS
Cuivre	1 kg	53	GEMIS
Zinc	1 kg	70,6	GEMIS
Ciment	1 kg	4,29	FFE
Béton	1 kg	0,66	FFE
Plastiques			
Polyéthylène (HDPE)	1 kg	65,3	APME

Polypropylène	1 kg	71,6	APME
PVC	1 kg	54	APME
PET	1 kg	71,7	APME
Services			
Transport par camion (entièrement chargé)	1 t/km	0,81	TREMOD
Transport par poids lourd (entièrement chargé)	1 t/km	1,44	TREMOD
Incinération des déchets dangereux (faible valeur calorifique)	1 kg	5	ifeu
Dépôt des déchets dangereux dans les décharges	1 kg	0,22	ifeu
Dépôt des déchets inertes dans les décharges	1 kg	0,056	ifeu

Annexe 14. Tableau 16.

[34, Fehrenbach H, 2002]

Remarque : la DEC est un concept qui regroupe la consommation d'énergie dans un procédé, comprenant l'énergie consommée directement dans le procédé (consommation d'énergie primaire) et l'énergie consommée dans la production de matières premières pour le procédé. Cela peut servir à indiquer les incidences environnementales du procédé ayant un rapport avec le réchauffement global et l'acidification. La DEC agit comme un **paramètre indicateur de l'impact** environnemental du produit. La définition donnée dans le document de Verein Deutscher Ingenieure 4600 « Demande énergétique cumulée – termes, définitions, méthodes de calcul [16, VDI, 1997] » est : « *La demande énergétique cumulée (DEC) est définie comme la somme totale de l'énergie primaire qui est dépensée à travers la production, soit directement, soit indirectement, et à travers l'utilisation et la fin de vie d'un élément économique (biens et services) ».*

Sources

APME – Association européenne des producteurs de matières plastiques : écoprofiles de plusieurs matières plastiques : http://www.apme.org/media/public_documents/20011009_164930/lca_summary.htm

ECOINVENT – Centre suisse des inventaires écologiques, une initiative conjointe du domaine des EPF et des bureaux fédéraux suisses. <http://www.ecoinvent.ch/en/>

FFE – Forschungsstelle für Energiewirtschaft (institut de recherche pour l'économie d'énergie) : <http://www.ffe.de/index3.htm>

GEMIS – Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme (modèle global d'émissions pour les systèmes intégrés) : <http://www.oeko.de/service/gemis/>

ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung (institut pour la recherche sur l'énergie et l'environnement), Heidelberg : données d'inventaire actualisables et génériques pour systèmes énergétiques calculées par des données spécifiques originales et la littérature (ECOINVENT, GEMIS, TREMOD, APME)

Patyk et al. : Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen ; Vieweg-Verlag Umweltwissenschaften ; Braunschweig 1997

TREMOD – Modèle d'estimation des émissions dues aux transports ; outil logiciel réalisé par l'institut ifeu pour l'Agence fédérale pour l'environnement, plusieurs ministères nationaux, l'Association de l'industrie automobile allemande, l'Association de l'industrie pétrolière allemande.

Oekopol 2 000 – Extrait de la base de données spécifique du secteur Oekopol.

Potentiels d'appauvrissement abiotique

Le tableau et le texte ci-dessous sont entièrement reproduits à partir de la « Partie 2b du guide sur l'évaluation du cycle de vie environnemental », Leiden University [15, Guinée, 2001] (page 51).

<http://www.leidenuniv.nl/cml/lca2/index.html>

Facteurs de PAA pour caractériser les ressources abiotiques sur la base des dernières réserves et des taux d'extraction.

Ressource naturelle	Numéro CAS	PAA (en kg d'éq. d'antimoine/kg)
actinium (Ac)	7440-34-8	6,33E+13
aluminium (Al)	7429-90-0	1,00E-08
antimoine (Sb)	7440-36-0	1
argent (Ag)	7440-22-4	1,84
argon (Ar)	7440-37-1	4,71E-07
arsenic (As)	7440-38-2	0,00917
baryum (Ba)	7440-39-3	1,06E-10
béryllium (Be)	7440-41-7	3,19E-05
bismuth (Bi)	7440-69-9	0,0731
bore (B)	7440-42-8	0,00467
brome (Br)	7726-95-6	0,00667
cadmium (Cd)	7440-43-9	0,33
calcium (Ca)	7440-70-2	7,08E-10
cérium (Ce)	7440-45-1	5,32E-09
césium (Cs)	7440-46-2	1,91E-05
chlore (Cl)	7782-50-5	4,86E-08
chrome (Cr)	7440-47-0	0,000858
cobalt (Co)	7440-48-4	2,62E-05
cuivre (Cu)	7440-50-8	0,00194
dysprosium (Dy)	7429-91-6	2,13E-06
erbium (Er)	7440-52-0	2,44E-06
étain (Sn)	7440-31-5	0,033
europium (Eu)	7440-53-1	1,33E-05
fer (Fe)	7439-89-0	8,43E-08
fluor (F)	7782-41-4	2,96E-06
gadolinium (Gd)	7440-54-2	6,57E-07
gallium (Ga)	7440-55-3	1,03E-07
germanium (Ge)	7440-56-4	1,47E-06
hafnium (Hf)	7440-58-0	8,67E-07
hélium (He)	7440-59-7	148
holmium (Ho)	7440-60-0	1,33E-05
indium (In)	7440-74-6	0,00903
iode (I)	7553-56-2	0,0427
iridium (Ir)	7439-88-5	32,3
krypton (Kr)	7439-90-9	20,9
lanthane (La)	7439-91-0	2,13E-08
lithium (Li)	7439-93-2	9,23E-06

lutécium (Lu)	7439-94-3	7,66E-05
magnésium (Mg)	7439-95-4	3,73E-09
manganèse (Mn)	7439-96-5	1,38E-05
mercure (Hg)	7439-97-0	0,495
molybdène (Mo)	7439-98-7	0,0317
néodyme (Nd)	7440-00-0	1,94E-17
néon (Ne)	7440-01-9	0,325
nickel (Ni)	7440-02-0	0,000108
niobium (Nb)	7440-03-1	2,31E-05
or (Au)	7440-57-5	89,5
osmium (Os)	7440-04-2	14,4
palladium (Pd)	7440-05-3	0,323
phosphore (P)	7723-14-0	8,44E-05
platine (Pt)	7440-06-4	1,29
plomb (Pb)	7439-92-1	0,0135
polonium (Po)	7440-08-6	4,79E+14
potassium (K)	7440-09-7	3,13E-08
praséodyme (Pr)	7440-10-0	2,85E-07
protactinium (Pa)	-	9,77E+06
radium (Ra)	7440-14-4	2,36E+07
radon (Rn)	-	1,20E+20
rhénium (Re)	7440-15-5	0,766
rhodium (Rh)	7440-16-6	32,3
rubidium (Rb)	7440-17-7	2,36E-09
ruthénium (Ru)	7440-18-8	32,3
samarium (Sm)	7440-19-9	5,32E-07
scandium (Sc)	7440-20-2	3,96E-08
sélénium (Se)	7782-49-2	0,475
silicium (Si)	7440-21-3	2,99E-11
sodium (Na)	7440-23-5	8,24E-11
soufre (S)	7704-34-9	0,000358
strontium (Sr)	7440-24-6	1,12E-06
tantale (Ta)	7440-25-7	6,77E-05
tellure (Te)	13494-80-9	52,8
terbium (Tb)	7440-27-9	2,36E-05
thallium (Tl)	7440-28-0	5,05E-05
thorium (Th)	7440-29-1	2,08E-07
thulium (Tm)	7440-30-4	8,31E-05
titane (Ti)	7440-32-8	4,40E-08
tungstène (W)	7440-33-7	0,0117
uranium (U)	7440-61-1	0,00287
vanadium (V)	7440-62-2	1,16E-06
xénon (Xe)	7440-63-3	17500
ytterbium (Yb)	7440-64-4	2,13E-06
yttrium (Y)	7440-65-5	3,34E-07
zinc (Zn)	7440-66-6	0,000992
zirconium (Zr)	7440-07-7	1,86E-05
huile brute	8012-95-1	0,0201
gaz naturel ^a	nvt	0,0187
houille dure	nvt	0,0134
houille tendre	nvt	0,00671
énergie fossile ^b	nvt	4,81E-04
^a	en kg d'antimoine/m ³ de gaz naturel	
^b	en kg d'antimoine/MJ d'énergie fossile	

[15, Guinée, 2001]

ANNEXE 15 - EXEMPLE DE LA RÉDUCTION DES NO_x DANS UN INCINÉRATEUR DE DÉCHETS MUNICIPAUX

Introduction

Comme second exemple devant illustrer les méthodologies décrites dans le présent document, nous envisageons des options alternatives pour la réduction des émissions d'oxyde d'azote (NO_x) au niveau d'un incinérateur de déchets municipaux à lit fluidisé [56, Dutton, 2003]. L'exemple se fonde sur une nouvelle installation, mais peut également s'appliquer à des modifications apportées à des procédés existants. Dans un souci de simplicité et de disponibilité des données, cet exemple concerne une installation individuelle, ce qui ne veut pas dire que les méthodologies sont principalement prévues pour une utilisation au niveau local. Au niveau du secteur du BREF, la manière de définir un cas de base représentatif est compliquée.

Les données se fondent sur une situation réelle, et quand une hypothèse a été faite, celle-ci sont déclarés dans le texte. Certaines des données ont été simplifiées pour clarifier les procédures. Il est important de garder à l'esprit le fait que l'objectif de l'exemple est d'illustrer la méthodologie sur les aspects économiques et les effets d'impacts croisés, et non de déterminer quelle technologie d'incinération/de réduction de la pollution représente une MTD.

Application de la ligne directrice 1 – Délimiter et identifier les options

D'autres activités de l'installation, c'est-à-dire autres que la réduction des NO_x (notamment la gestion des déchets, un four de prétraitement, un autre équipement pour la réduction de la pollution ou la gestion des cendres), ont pour résultat le même impact sur l'environnement pour les trois options, et ont été exclues de du champ de l'évaluation afin de la simplifier. On suppose que les caractéristiques des cendres de l'incinérateur ne sont affectées par aucune des options de réduction de la pollution. Seules sont présentées les émissions qui diffèrent selon les options. Les seules consommations supplémentaires sont l'ammoniac et l'énergie. L'efficacité de l'utilisation de l'ammoniac est représentée par le « dégagement », c'est-à-dire la proportion qui est rejetée sans avoir réagi, et ceci est pris en compte sous forme d'une émission atmosphérique. Les effets de la production d'ammoniac toutefois ne sont pas traités dans les limites du système et ne sont pas considérés comme essentiels pour mener l'évaluation.

Un four à lit fluidisé va normalement atteindre un niveau d'émission de NO_x aux alentours de 200 mg/Nm³, mais une réduction supplémentaire des émissions de NO_x est possible avec de nouvelles mesures de réduction de la pollution. Il faut remarquer que l'incinérateur va être soumis aux exigences de la directive en matière de l'incinération des déchets (WID), qui donne 200 mg/Nm³ comme valeur limite d'émission (VLE) des NO_x maximum autorisée pour ce type d'installation. Dans l'exemple, des options supplémentaires de réduction des NO_x sont envisagées par rapport au cas de base.

L'incinérateur traite 100 000 tonnes de déchets municipaux par an et est déjà équipé d'un matériel de réduction des émissions des gaz acides par voie semi-sèche. Trois options sont décrites ci-dessous avec l'explication des techniques utilisées et en utilisant les mêmes limites pour le système :

Option 1 – Cas de base

Cette option est l'incinérateur à lit fluidisé, sans réduction supplémentaire des NO_x.

Fluidised bed incinerator	incinérateur à lit fluidisé
Boiler	chaudière
Existing gas cleaning systems	systèmes existants d'épuration du gaz
NO _x emissions of 200 mg/m ³	émissions de NO _x de 200 mg/m ³

Option 1 – Cas de base

Option 2 – Réduction non catalytique sélective (injection d'ammoniac)

Une réduction supplémentaire de la pollution peut être réalisée au moyen de l'injection d'ammoniac dans le four. Par rapport au cas de base, cette option de réduction de la pollution réduit de manière classique la concentration en NO_x dans les émissions de 10 %.

Fluidised bed incinerator	incinérateur à lit fluidisé
Boiler	chaudière
Existing gas cleaning systems	systèmes existants d'épuration du gaz
NO _x emissions of 180 mg/m ³	émissions de NO _x de 180 mg/m ³

Option 2 – Réduction non catalytique sélective (injection d'ammoniac)

Option 3 – Réduction catalytique sélective (avec injection d'ammoniac)

Cette technique concerne une réduction catalytique sélective ayant lieu après les systèmes existants d'épuration du gaz. Elle comprend également une injection d'ammoniac, mais à l'étape de la réduction catalytique sélective plutôt que dans le four. La couche catalytique transforme les NO_x en azote (N₂). Cette option apporte une réduction de 68,5 % de NO_x par rapport à celle du cas de base (58,5 % par rapport à celle de l'Option 2).

Fluidised bed incinerator	incinérateur à lit fluidisé
Boiler	chaudière
Existing gas cleaning systems	systèmes existants d'épuration du gaz
selective catalytic reduction	réduction catalytique sélective
NO _x emissions of 63 mg/m ³	émissions de NO _x de 63 mg/m ³

Option 3 - Réduction catalytique sélective (avec injection d'ammoniac)

À partir de ces informations de base, on constate que l'Option 2 et l'Option 3 sont plus coûteuses que le cas de base et qu'elles demandent également de l'énergie supplémentaire et des matières premières supplémentaires (ammoniac).

Application de la ligne directrice 2 – Inventaire des émissions et de l'énergie utilisée

Émissions	Option 1			Option 2			Option 3		
	mg/m ³	g/s	t/an	mg/m ³	g/s	t/an	mg/m ³	g/s	t/an
NO ₂	200	19	591	180	17	532	63	6	186
N ₂ O	5	0,5	1,4	10	0,9	2,7	10	0,9	2,7
NH ₃	0	0	0	2	0,2	0,56	3	0,3	0,84

Énergie utilisée	Option 1			Option 2			Option 3		
	MWh/an	GJ/an	TJ/an	MWh/an	GJ/an	TJ/an	MWh/an	GJ/an	TJ/an
Chaleur et puissance	0	0	0	40	144	0,14	4600	16560	16,56

Annexe 15, Tableau 1

Les données sur l'énergie sont données en MWh/an pour cet exemple, que l'on a converties en GJ/an à l'aide d'un facteur de conversion de 3,6 (1 TJ = 1 000 GJ).

Conclusion – L'Option 3 montre clairement une meilleure réduction des NO_x (NO₂ + N₂O). Toutefois, l'évaluation sera poursuivie étant donné que : (a) **il y a une augmentation** des émissions d'ammoniac et (b) l'Option 3 est trop onéreuse, ce qui est préoccupant ; il n'est donc pas évident à ce stade de savoir quelle option est la plus adaptée.

Application de la ligne directrice 3 – Calcul des effets d'impacts croisés

Simplification – Pour simplifier cet exemple, une rapide évaluation a été faite pour savoir quels thèmes environnementaux allaient être affectés par les émissions de NO₂ et de NH₃. Les thèmes environnementaux qui ne sont pas affectés (ou sont insignifiants) peuvent être rapidement laissés de côté dans l'évaluation.

Thème environnemental	Pertinence	Polluants
Toxicité pour l'homme	Pertinent	NO ₂ , NH ₃
Réchauffement global	Pertinent	N ₂ O
Toxicité aquatique	Pas pertinent	Pas d'émission dans l'eau
Acidification	Pertinent	NO ₂ , NH ₃
Eutrophisation	Pertinent	NO ₂ , NH ₃
Destruction de la couche d'ozone	Pas pertinent	Pas d'émission de substances appauvrissant l'ozone
Création d'ozone photochimique	Pertinent	NO ₂

Annexe 15, Tableau 2

Bien que dans le présent document, les facteurs de multiplication concernent normalement des kg, l'analyse va être réalisée en tonnes pour plus de simplicité (pour convertir en kg, il faut multiplier par 10³). Une exception est faite pour la toxicité pour l'homme, pour laquelle il faut exprimer les émissions en kg de sorte qu'elles soient compatibles avec la formule utilisée pour calculer le seuil de toxicité.

Toxicité pour l'homme

Les potentiels de toxicité pour l'homme ont été calculés comme suit (m^3 d'air qui serait théoriquement pollué à son seuil de toxicité) :

	Seuil de toxicité ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Option 1		Option 2		Option 3	
		Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de toxicité pour l'homme (m^3)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de toxicité pour l'homme (m^3)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de toxicité pour l'homme (m^3)
NO ₂	40	591	$1,48 \times 10^{13}$	532	$1,33 \times 10^{13}$	186	$0,46 \times 10^{13}$
NH ₃	180	0	0	0,56	$3,11 \times 10^9$	0,84	$4,67 \times 10^9$
Potentiel total de toxicité pour l'homme (m^3)			$1,48 \times 10^{13}$		$1,33 \times 10^{13}$		$0,46 \times 10^{13}$
Remarque : la masse de polluant rejeté a été convertie en kg avant de calculer le potentiel de toxicité pour l'homme. À partir de ces résultats, l'Option 3 est l'option préférée étant donné qu'elle présente le plus petit potentiel de toxicité pour l'homme.							

Annexe 15, Tableau 3

Réchauffement global

Les potentiels de réchauffement global en tonnes d'équivalents de CO₂ rejeté par an ont été calculés comme ci-après :

	Potentiel de réchauffement global (kg CO ₂)	Option 1		Option 2		Option 3	
		Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de réchauffement global (x 1 000 kg CO ₂)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de réchauffement global (x 1 000 kg CO ₂)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de réchauffement global (x 1 000 kg CO ₂)
N ₂ O	296	1,4	414,4	2,7	799,2	2,7	799,2
PRP total (x 1 000 kg de CO₂)			414,4		799,2		799,2
À partir de ces résultats, l'Option 1 est l'option préférée étant donné qu'elle présente le plus petit PRG							

Annexe 15, Tableau 4

Toxicité aquatique

Pour les trois options envisagées dans cet exemple, il n'existe aucune différence entre les rejets dans l'eau, il n'est donc pas nécessaire d'évaluer la toxicité aquatique.

Acidification

Les potentiels d'acidification ont été calculés sous forme d'équivalent de dioxyde de soufre en tonnes par an comme ci-après :

	Potentiel d'acidification (kg d'équivalent de SO ₂)	Option 1		Option 2		Option 3	
		Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel d'acidification (x 1 000 kg de SO ₂)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel d'acidification (x 1 000 kg de SO ₂)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel d'acidification (x 1 000 kg de SO ₂)
NH ₃	1,6	0	0	0,56	0,9	0,84	1,34

N ₂ O	0,5	591	295,5	532	266	186	93
Potentiel total d'acidification			295,5		266,9		94,34
À partir de ces résultats, l'Option 3 est l'option préférée étant donné qu'elle présente le plus petit effet d'acidification.							

Annexe 15, Tableau 5

Eutrophisation

Le potentiel d'eutrophisation est exprimé sous forme de l'émission d'équivalent d'ion phosphate en tonnes par an. Il a été calculé comme ci-après :

	Potentiel d'eutrophisation d'ion phosphate (kg d'équivalents d'ion phosphate)	Option 1		Option 2		Option 3	
		Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel d'eutrophisation (x 1 000 kg d'équivalents d'ion phosphate)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel d'eutrophisation (x 1 000 kg d'équivalents d'ion phosphate)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel d'eutrophisation (x 1 000 kg d'équivalents d'ion phosphate)
NH ₃	0,35	0	0	0,56	0,2	0,84	0,29
N ₂ O	0,13	591	76,83	532	69,16	186	24,18
Potentiel total d'eutrophisation x 1 000 kg d'équivalents de PO₄³⁻			76,83		69,36		24,47
À partir de ces résultats, l'Option 3 est l'option préférée.							

Annexe 15, Tableau 6

Potentiel de destruction de la couche d'ozone

Dans cet exemple, il n'y a aucune émission pertinente de substances **détruisant la couche d'ozone**.

Potentiel de création d'ozone photochimique

Les potentiels de création d'ozone photochimique sont exprimés en tant qu'équivalents d'éthylène en tonnes par an. Ils ont été calculés comme ci-après :

	Potentiel de création d'ozone photochimique (PCOP) (kg d'équivalents d'éthylène)	Option 1		Option 2		Option 3	
		Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de création d'ozone photochimique (x 1 000kg d'équivalents d'éthylène)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de création d'ozone photochimique (x 1 000kg d'équivalents d'éthylène)	Masse de polluant rejeté (x 1 000 kg)	Potentiel de création d'ozone photochimique (x 1 000kg d'équivalents d'éthylène)
NO ₂	0,028	591	16,55	532	14,9	186	5,21

PCOP total (x 1 000 kg d'équivalents d'éthylène)	16,55		14,9		5,21
À partir de ces résultats, l'Option 3 est l'option préférée.					

Annexe 15, Tableau 7

Application de la ligne directrice 4 – Interpréter les conflits d'impacts croisés

Comparaison simple des thèmes environnementaux

En utilisant les informations réunies à partir du présent exemple, on peut faire la comparaison simple suivante.

Incidence environnementale	Option 1	Option 2	Option 3
Énergie	1	2	3
Déchets	Non évalué	Non évalué	Non évalué
Toxicité pour l'homme	3	2	1
Réchauffement global	1	2	2
Toxicité aquatique	Non évalué	Non évalué	Non évalué
Acidification	3	2	1
Eutrophisation	3	2	1
Destruction de la couche d'ozone	Non évalué	Non évalué	Non évalué
Création d'ozone photochimique	3	2	1

Légende des couleurs

1 Option préférée
2 Performance moyenne
3 Plus mauvaise performance

L'Option 3 représente le choix préféré pour la majorité des thèmes environnementaux, mais réalise la plus mauvaise performance quant à la consommation énergétique.

Normalisation aux totaux européens

À l'aide des données calculées pour cet exemple, la comparaison des émissions avec les émissions totales au niveau européen peut être faite. (NB : toutes les émissions ont été converties de tonnes en kg pour cette partie de l'évaluation). La figure ci-dessous présente les résultats sous forme graphique montrant que l'Option 3 semble avoir le plus faible impact global sur l'environnement lorsque l'on tient compte des cinq thèmes différents, et en remarquant que les déchets, la toxicité aquatique et le potentiel de destruction de la couche d'ozone ne sont pas évalués ni inclus sur la figure.

Incidence	Option 1		Option 2		Option 3	
	Total	% du total européen	Total	% du total européen	Total	% du total européen
Énergie (TJ)	0	0	0,144	$0,023 \times 10^{-13}$	16,56	$2,715 \times 10^{-13}$
Déchets	Non évalué	Non évalué	Non évalué	Non évalué	Non évalué	Non évalué
Potentiel de toxicité pour l'homme (m ³ d'air)	$1,48 \times 10^{13}$?	$1,33 \times 10^{13}$?	$0,46 \times 10^{13}$?
PRP (kg d'équ. de CO ₂)	$414,4 \times 10^3$	$0,09 \times 10^{-6}$	$799,2 \times 10^3$	$0,17 \times 10^{-6}$	$799,2 \times 10^3$	$0,17 \times 10^{-6}$
Potentiel de toxicité aquatique (m ³ d'eau)	Non évalué	Non évalué	Non évalué	Non évalué	Non évalué	Non évalué
Potentiel d'acidification (kg)	$295,5 \times 10^3$	$10,94 \times 10^{-6}$	$266,9 \times 10^3$	$9,89 \times 10^{-6}$	$94,34 \times 10^3$	$3,49 \times 10^{-6}$

d'équ. de SO ₂)						
Potentiel d'eutrophisation (kg d'équ. de PO ₄ ³⁻)	76,83 x 10 ³	5,91 x 10 ⁻⁶	69,36 x 10 ³	5,34 x 10 ⁻⁶	24,47 x 10 ³	1,88 x 10 ⁻⁶
Potentiel de destruction de la couche d'ozone (éq. de CFC-11)	Non évalué					
POCP (kg d'équ. d'éthylène)	16,55 x 10 ³	2,02 x 10 ⁻⁶	14,9 x 10 ³	1,82 x 10 ⁻⁶	5,21 x 10 ³	0,64 x 10 ⁻⁶

Annexe 15, Tableau 8 : Émissions normalisées par rapport aux totaux européens

global warming	réchauffement global
acidification	acidification
eutrophication	eutrophisation
photochemical oxone creation	création d'ozone photochimique
energy	énergie
option	option

Les trois options exprimées sous forme d'un pourcentage des totaux européens

Tri des effets environnementaux locaux

Dans cet exemple, les émissions sont triées pour identifier celle qui peut nécessiter une évaluation supplémentaire dans la situation locale. À l'aide des facteurs de dilution ci-dessus (1/100 000 pour ce qui est des émissions atmosphériques), les concentrations **après dispersion** suivantes ont été calculées pour les trois options.

	Option 1		Option 2		Option 3	
	Émission (mg/m ³)	Concentration après dispersion (mg/m ³)	Émission (mg/m ³)	Concentration après dispersion (mg/m ³)	Émission (mg/m ³)	Concentration après dispersion (mg/m ³)
NO ₂	200	0,002	180	0,00180	63	0,00063
NH ₃	0	0,000	2	0,00002	3	0,00003

Annexe 15, Tableau 9

Les normes de qualité **environnementales** (NQE) pour NO₂ et NH₃ sont exprimées en µg/m³, il est donc nécessaire de convertir ces concentrations **après dispersion** avant de les exprimer sous forme de pourcentage des **NQE**.

Substance	NQE (µg/m ³)	Concentration dispersée sous forme de % de NQE		
		Option 1	Option 2	Option 3
NO ₂	40	5 %	4,500 %	1,500 %
NH ₃	180	-	0,011 %	0,016 %

Annexe 15, Tableau 10

Seules les émissions de NO₂ sont significatives à cet égard et sont donc susceptibles de nécessiter une évaluation plus détaillée dans la situation locale.

Conclusion sur les impacts croisés

Dans l'évaluation des incidences environnementales provenant des trois options envisagées dans le présent exemple, l'Option 3 semble préférable pour l'acidification, l'eutrophisation et le potentiel de création d'ozone photochimique. L'Option 1 serait préférable quant au potentiel de réchauffement global et l'énergie. Lorsque l'on compare les valeurs avec les totaux européens, ces deux derniers thèmes semblent moins significatifs et, en conséquence, peuvent moins peser dans une évaluation globale. La structuration de l'évaluation permet de cette manière qu'un jugement d'experts ultérieur prenne une décision de compromis.

Méthodologie d'évaluation des coûts

Les coûts d'investissement et d'exploitation concernant le présent exemple sont présentés ci-dessous. L'Option 1 est prise comme cas de base. Les coûts sont présentés comme étant supplémentaires par rapport au cas de base. Les coûts d'exploitation sont supposés être constants au fil des ans.

Coûts (x 1 000 EUR)	Option 1	Option 2	Option 3
Coût d'investissement total (x 1 000 EUR)	-	185	1475
Coûts d'exploitation totaux (x 1 000 EUR)/an	-	188	670

Annexe 15, Tableau 11

Ces coûts sont utilisés pour illustrer les méthodologies présentés ici, dans l'idéal il y aurait eu davantage d'informations fournies pour permettre que les informations soient auditées et validées.

Certaines hypothèses ont été faites pour l'évaluation des coûts. Tout d'abord, le coût de l'électricité se fonde sur le prix de vente chez le fournisseur public (et non sur le prix d'achat). Ensuite, les coûts comprennent le remplacement du matériel sur une période de 25 ans et, pour l'Option 3, le changement du catalyseur tous les trois ans.

Les coûts sont répartis entre coûts d'investissement et coûts d'exploitation. Les coûts d'investissement peuvent encore être répartis entre les coûts d'installation (planification du projet, coût du terrain, travaux de déblaiement, préparation du site, immeubles, ingénierie, honoraires des entrepreneurs, essai/lancement), les coûts de l'équipement pour la réduction de la pollution (équipement principal de réduction, équipement secondaire, instrumentation, transport sur site, modifications de l'équipement existant) et d'autres coûts (dépenses imprévues).

Les coûts d'exploitation sont répartis entre les coûts énergétiques (électricité, produits pétroliers, gaz naturel, combustible solide), les coûts de matériels et des services (pièce de rechange, produits chimiques, services environnementaux), les coûts de main d'œuvre (personnel, formation du personnel), les charges

fixes (assurance, droits d'immatriculation, provisions pour urgences, autres frais généraux), les réductions des coûts ou les recettes et coûts subséquents.

Avec l'information limitée disponible pour cet exemple, il n'a été possible de calculer que les coûts annuels totaux.

Les coûts annuels sont ajoutés au cas de base (Option 1). Les hypothèses émises pour cette section sont une durée de vie économique de 25 ans pour l'installation (sur la base du remplacement du four) et un taux d'actualisation de 6 % (car c'est un secteur à faible risque avec un faible coût d'investissement).

Les coûts annuels équivalents sont calculés à l'aide de l'équation :

$$\text{Coûts annuels totaux} = C_0 \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + \text{CE}$$

Où :

C_0 = coût d'investissement à l'année 0 (année de base)

r = taux d'actualisation par période (année)

n = durée de vie économique estimée de l'équipement en années

CE = coûts totaux d'exploitation.

En conséquence,

$$\text{Coûts annuels totaux (Option 2)} = 185 \times \left[\frac{0.06 \times (1 + 0.06)^{25}}{(1 + 0.06)^{25} - 1} \right] + 188 = 202 \quad (\text{x 1 000 EUR})$$

$$\text{Coûts annuels totaux (Option 3)} = 1475 \times \left[\frac{0.06 \times (1 + 0.06)^{25}}{(1 + 0.06)^{25} - 1} \right] + 670 = 785 \quad (\text{x 1 000 EUR})$$

Les coûts annuels totaux, supplémentaires par rapport aux coûts annuels pour l'Option 1 sont :

Option 2 = 202 000 EUR

Option 3 = 785 000 EUR

Dans l'idéal, plus d'informations auraient dû être fournies pour l'évaluation et la validation de ces coûts, mais malheureusement il n'existe pas plus de détails disponibles.

Dans cet exemple, tous les coûts peuvent être attribués à la protection environnementale étant donné que les techniques visent uniquement à réduire les émissions de NO_x.

Évaluation des alternatives

Dans ce cas, seuls les NO_x sont pris en compte pour simplifier l'évaluation. En conséquence, le **ratio coût/efficacité** peut être évalué sur la base des coûts par tonne de NO_x réduits. Par rapport au cas de base, les **ratios coût/efficacité** de l'Option 2 et de l'Option 3 **sont les suivants**.

	Option 2	Option 3
Coûts annuels supplémentaires (x 1 000 EUR) calculés à partir de la méthodologie d'évaluation des coûts	202	785
Réduction de NO_x (tonnes), calculées à partir de la méthodologie intermédiaire	59 (10 % de réduction)	405 (68,5 % de réduction)
Ratio coût/efficacité (coûts par tonne de NO _x réduits)	3424	1938
Ceci donne des coûts de 3424 EUR/tonne pour l'option 2 et 1938 EUR/tonne pour l'option 3. En conséquence, l'Option 3 a un meilleur ratio coût/efficacité.		

Annexe 15, Tableau 12

Le coût externe à partir d'ExternE pour les NO_x se situe entre 1500 et 7 100 EUR. Tant l'Option 2 que l'Option 3 se situent dans cette plage (à 3 424 EUR et 1 938 EUR respectivement). Alors qu'une analyse de sensibilité pourrait être menée pour interpréter plus objectivement ces résultats, ces derniers donnent initialement une indication pour informer le jugement d'experts **sur la question de savoir si le ratio coût/efficacité** des **options** répond aux critères d'une MTD.

Viabilité économique dans le secteur

Description de la structure de l'industrie

Taille et nombre des installations

La taille des installations dans le secteur de l'incinération a tendance à être dictée par l'économie d'échelle ainsi que par la politique de gestion des déchets dominante au sein des États membres. Par exemple, au RU, la majorité des installations **est dimensionnée pour** des populations d'environ 100 000 **personnes** et les capacités se situent **principalement** dans la plage de 50 à 150 kt/an. Le coût d'application de ces techniques pour **les** NO_x à des usines plus petites est préoccupant, mais suffisamment d'installations de capacité raisonnable existent, ceci ne **devrait** donc pas **compromettre l'emploi** d'une technologie ou **l'autre** dans le secteur en général. En fait, les techniques existent déjà dans de nombreuses installations au sein de

l'UE. Ceci signifie que la taille de l'installation n'a vraisemblablement pas d'influence majeure sur la viabilité.

Caractéristiques techniques des installations

Le secteur est fortement réglementé et a été soumis à une succession de directives spécifiques en plus de l'IPPC (plus récemment la WID), qui ont exigé une amélioration croissante de la performance environnementale. En outre, la technologie de l'incinération et les techniques de réduction décrites ici ont tendance à être bien éprouvées en termes de disponibilité technique et de performance. De même, les techniques peuvent être modernisées pour la majorité des types d'incinérateurs nouveaux et existants étant donné que ce sont des techniques de **traitement des rejets**. Si les techniques doivent être modernisées, un espace adéquat sera requis. Toutefois, l'équipement n'est pas **exagérément** grand et de nombreuses installations ont tendance à disposer d'un espace destiné à la **réception** et au traitement des déchets généraux, ce qui leur donne également une souplesse pour accueillir un nouvel équipement. Tout ceci **suggère** que les caractéristiques techniques ne **devraient** pas représenter un facteur **important** dans la détermination de la viabilité.

Durée de vie de l'équipement

La durée de vie d'une installation d'incinération est relativement longue et sûre (pour l'analyse de la structure du marché, voir la Section 5.3) et 25 ans représentent une **hypothèse** raisonnable pour la durée de vie d'une nouvelle installation, sur la base du remplacement de la chaudière/du four principal. Cette sécurité d'exploitation à long terme **accroît** le sentiment que les avantages environnementaux des investissements dans des mesures de protection de l'environnement vont être maximisés tout au long de la durée de vie de l'équipement de réduction de la pollution. En conséquence, la durée de vie de l'équipement n'a vraisemblablement pas d'influence significative sur la viabilité.

Barrières à l'entrée ou à la sortie

Il existe déjà une capacité significative d'incinération dans l'UE et la demande augmente en raison d'**un moindre recours aux décharges**. La tendance, au moins à court terme, est une croissance prévue de la capacité d'incinération, bien que cela varie entre les États membres en fonction des stratégies nationales de gestion des déchets.

Autres caractéristiques de l'industrie

La structure générale des entreprises exploitant des installations d'incinération de déchets varie entre les États membres. Plusieurs sociétés d'exploitation (au moins au RU) disposent d'un plus grand portefeuille dans la gestion des déchets ou les services publics en général, en plus de l'exploitation des installations d'incinération. En outre, plusieurs entreprises exploitent des installations dans plus d'un État membre.

Conclusion

On en conclut que la sécurité d’approvisionnement, la longue durée de vie de l’équipement/de l’installation et le fait que la technologie soit connue sont des facteurs positifs qui ne vont pas affecter de manière défavorable la viabilité.

Description de la structure du marché

La structure du marché pour le secteur de l’incinération a été analysée à l’aide du modèle des cinq forces de Porter.

Rivalité entre les entreprises existantes

La concurrence entre les installations d’incinération (des déchets municipaux) est relativement faible en raison d’un certain nombre de facteurs. La demande pour une nouvelle capacité d’incinération dépasse l’offre dans certains États membres (par exemple, le RU) principalement en raison d’une forte résistance politique locale qui accroît la durée du processus de planification et ainsi ralentit les nouvelles installations. En outre, les exploitants des installations d’incinération ont tendance à établir des contrats sûrs à relativement long terme avec les autorités de collecte/d’élimination des déchets pour des installations spécialisées dans des endroits spécifiques. Enfin, les coûts de transport en vrac freinent les mouvements excessifs entre les installations d’incinération alternatives.

Pouvoir de marchandage des fournisseurs

Ne représente pas un problème dans ce secteur.

Pouvoir de marchandage des clients

Les clients et les fournisseurs sont supposés être les mêmes dans ce secteur ; à savoir, les autorités d’élimination des déchets. La concurrence relativement faible décrite ci-dessus signifie que les autorités d’élimination des déchets n’ont pas suffisamment d’influence sur les prix qu’elles paient pour l’élimination. Souvent, avec une exigence réglementaire croissante sur les décharges et de lents développements dans le marché du recyclage, l’incinération est la seule voie qui leur reste. Ceci implique que les exploitants d’incinérateurs vont avoir une possibilité raisonnable de répercuter les coûts supplémentaires de réduction de la pollution sur leurs clients dans ce secteur et que les clients n’auront pas d’autre choix que d’accepter le nouveau prix. À leur tour, ces clients (autorités de collecte et d’élimination des déchets) vont ensuite répercuter de tels coûts sur les producteurs de déchets (le grand public et l’industrie manufacturière). De tels coûts élevés d’élimination vont alors encourager la report des déchets vers d’autres voies d’élimination, le recyclage et la réduction à la source. Toutefois, la proportion dans laquelle cela réduirait le marché pour les incinérateurs est limitée actuellement (au RU au moins).

Menace des produits ou services de substitution

Il existe une demande croissante pour des voies d'élimination alternatives à la décharge, provoquée par la Directive sur les décharges dans l'UE. Toutefois, les États membres encouragent également le développement de meilleures alternatives à l'incinération en tant que partie de leurs stratégies globales de gestion des déchets, notamment les installations de réutilisation, de recyclage et récupération. Ces dernières options sont influencées par le marché pour les matériaux recyclés et leurs prix, et de nombreux États membres ont trouvé que des interventions économiques sont nécessaires pour encourager à délaissier les options moins souhaitables. Le taux et le degré de substitution sont déterminés par les stratégies individuelles d'élimination des déchets des États membres. À court terme, le taux de substitution est contré par une sous-capacité générale concernant toutes les alternatives à la décharge et par le fait que l'incinération a toujours tendance à être une option à un coût plus bas que les installations de traitement alternatif actuelles. Il peut exister une substitution éventuelle à l'incinération, qui pourrait commencer à affecter la viabilité des techniques de réduction, mais il faudra pour cela un plus grand délai.

Menace des nouveaux arrivants

Il existe déjà actuellement une sous-capacité pour les installations d'incinération, comme cela a été remarqué précédemment, qui doit encourager les nouveaux arrivants. Ces derniers ne vont vraisemblablement pas affecter sensiblement la viabilité des exploitants existants étant donné que des contrats à long terme ont tendance à être établis avec des installations localisées spécialisées.

Conclusion

L'analyse globale présuppose qu'il peut être possible de répercuter les coûts de l'équipement de réduction de la pollution sur les clients relativement facilement. Dans ce cas, chaque gouvernement d'un État membre va devoir évaluer l'effet d'imposer des coûts connus pour être largement répercutés sur leur économie dans son ensemble. La demande pour la capacité d'incinération est relativement inélastique au prix, même si finalement ceci peut changer au fur et à mesure que des options d'élimination de remplacement (recyclage, etc.) deviennent plus compétitives. L'impact de ce changement sur l'élasticité peut également dépendre du degré auquel les exploitants d'incinérateurs contrôlent les moyens de substitution disponibles comme part de leur portefeuille d'activités.

L'analyse ci-dessus suggère que la structure du marché actuel soutient l'aptitude du secteur à supporter les coûts des techniques de protection de l'environnement et, en conséquence, la mise en œuvre des techniques proposées en tant que MTD ne devrait pas affecter la viabilité du secteur de manière significative. À plus long terme, celle-ci peut diminuer au fur et à mesure que des solutions de remplacement à l'incinération arrivent sur le marché.

Résilience

Aucune donnée n'était disponible pour l'évaluation de la résilience, mais on suppose que la marge bénéficiaire des exploitants d'incinérateurs est relativement élevée par rapport à d'autres secteurs industriels tels que l'industrie manufacturière.

Conclusion

L'analyse globale de la résilience (et d'autres facteurs décrits plus tôt) implique que les coûts de l'équipement de réduction de la pollution peuvent être facilement répercutés sur les clients. La demande concernant la capacité d'incinération est relativement inélastique au prix, même si finalement ceci peut changer au fur et à mesure que les options d'élimination remplaçantes (recyclage, etc.) deviennent plus compétitives. Cette élasticité croisée des prix peut également dépendre du degré avec lequel les exploitants d'incinérateurs contrôlent les moyens de substitution disponibles comme part de leur portefeuille d'activités. Un point supplémentaire à prendre en compte à propos de la facilité avec laquelle les coûts peuvent être répercutés dans ce secteur est l'incidence économique que cela peut avoir au niveau national.

Vitesse de mise en œuvre

Cet aspect est de la plus grande importance si la mise en œuvre d'une MTD requiert des changements progressifs majeurs de l'investissement de capitaux sur la totalité du secteur, ou la restructuration du secteur. Toutefois, dans ce secteur de l'incinération, la vitesse d'amélioration de la performance continue à être fortement influencée par les directives sur l'incinération de l'UE. Celles-ci contiennent des échéanciers d'application stricts qui peuvent être le facteur primordial dans la mise en œuvre future des améliorations pour l'environnement dans le régime IPPC, et ont traditionnellement conduit à une reconstruction et une restructuration majeures du secteur dans certains États membres (par exemple, le RU en 1996). Les installations de ce secteur vont nécessiter plus d'investissement dans les techniques afin d'atteindre au moins la performance de réduction des NO_x requise par la directive sur l'incinération des déchets.

Un autre facteur à prendre en compte est l'aptitude des exploitants à harmoniser la mise en œuvre au sein des cycles économiques, tels que les cycles planifiés d'interruption et de maintenance. Cela n'est pas forcément un problème majeur dans cet exemple de cas pour les techniques en question étant donné qu'une bonne partie de la construction peut probablement être réalisée sans perturber le fonctionnement normal.

Conclusion

La vitesse de mise en œuvre est grandement déterminée par le calendrier des autres directives.

Conclusion sur la viabilité économique

La nature de ce secteur est telle, qu'il existe une possibilité relativement élevée de répercuter les coûts des améliorations environnementales sur les clients, ainsi un investissement supplémentaire ne devrait pas avoir d'impact majeur sur la viabilité du secteur. En conséquence, il serait raisonnable de s'attendre à ce que l'industrie investisse dans l'une ou l'autre des technologies décrites dans l'Option 2 ou l'Option 3 (c'est-à-dire qu'elle s'éloigne du cas de base). En conclusion à l'analyse menée tout au long du présent document, l'Option 3 est plus chère que l'Option 2. Néanmoins, l'Option 3 a un ratio coût/efficacité plus élevé que l'Option 2 (l'Option 3 = 1 938 EUR par tonne de NO_x réduits, l'Option 2 = 3 424 EUR par tonne de NO_x réduits – calculés au Chapitre 4). Étant donné que l'Option 3 peut également être mise en œuvre pour un coût raisonnable (pour le bénéfice environnemental qu'elle va apporter), elle est en conséquence considérée comme étant l'option préférée.

Ces conclusions se rapportent évidemment aux informations utilisées comme données d'entrée et, dans le présent exemple, une efficacité de réduction des NO_x de 10 % pour la réduction non catalytique sélective (Option 2) peut ne pas être typique de cette technologie. Dans les cas où une réduction supérieure de 30 % ou 50 % peut être obtenue en appliquant la même technologie de base, les conclusions risquent d'être assez différentes. En conséquence, comme cela a été dit dans l'introduction du présent exemple, son objectif est de démontrer l'application des méthodologies économiques et sur les impacts croisés dans le présent document, et les conclusions provenant de l'exemple ne peuvent pas être utilisées pour déduire qu'une technologie particulière est généralement une MTD.