

ACV, Outils d'aide à la décision industrielle ?

**Analyse critique de l'existant, recommandations
méthodologiques, propositions d'axes de recherches**



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

ACV, OUTILS D'AIDE A LA DECISION INDUSTRIELLE ?

**ANALYSE CRITIQUE DE L'EXISTANT,
RECOMMANDATIONS METHODOLOGIQUES,
PROPOSITIONS D'AXES DE RECHERCHE**

RAPPORT FINAL

septembre 1996

J. DEGREAVE - ATC Liège
E. LABOUZE - Bio Intelligence Service
P. ROUSSEAU - LAEPSI - INSA de Lyon

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, ACV, Outils d'aide à la décision industrielle ? Analyse critique de l'existant, recommandations méthodologiques, propositions d'axes de recherche, 1996, 593 p, n°95-1001/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 1996

Etude RECORD n°95-1001/1A



RE.CO.R.D.

ETUDE N° 95-1001/1A

RAPPORT FINAL
Tome I

ACV, OUTILS D'AIDE A LA DECISION INDUSTRIELLE ?
ANALYSE CRITIQUE DE L'EXISTANT,
RECOMMANDATIONS METHODOLOGIQUES,
PROPOSITIONS D'AXES DE RECHERCHE

septembre 1996

J. de GREAVE - ATC Liège

E. LABOUZE - BIO Intelligence Service

P. ROUSSEAU - LAEPSI INSA de Lyon

SOMMAIRE

RESUME - MOTS CLES	5
I) PRESENTATION DES OBJECTIFS DE L'ETUDE :	6
I.1 POURQUOI CETTE ETUDE RELATIVE AUX ACV	6
I.2 ANALYSE DES BESOINS	6
I.3 LES STRATEGIES	9
II) DEFINITIONS :	11
II.1 ENVIRONNEMENT	11
II.2 EFFET, IMPACT, DANGER, RISQUE	13
II.3 METHODES D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE	21
II.4 ACV	24
III) LES ENJEUX DE LA PORTEE DECISIONNELLE DES ACV :	28
III.1 POURQUOI LES ACV	28
III.2 PERTINENCE DES FONDEMENTS DE L'APPROCHE	28
III.3 PORTEE DES ACV : 5 EXEMPLES D'UTILISATION	29
III.4 MARCHE ET USAGE DES ACV	32
III.5 APPORT DE LA METHODOLOGIE DES ACV AUX PROBLEMES DE DECISION DES INDUSTRIELS	33
III.6 PUISSANCE ET LIMITES DE L'OUTIL ACV	35
III.7 RECHERCHE ET NORMALISATION	36

IV) ETAT DE L'ART :	39
IV.1 INVENTAIRE	39
IV.2 CLASSIFICATION	47
IV.3 CARACTERISATION	48
IV.4 EVALUATION	69
V) LES METHODES ACV :	79
V.1 METHODE BOUSTEAD	80
V.2 METHODE FRANKLIN ASSOCIATE	81
V.3 METHODE DES VOLUMES CRITIQUES	81
V.4 PREMIERE METHODE CML	84
V.5 METHODE DES ECOPOINTS	85
V.6 SYSTEME EPS	90
V.7 METHODE VNCI	95
V.8 DEUXIEME METHODE CML	102
V.9 METHODE IVL	111
V.10 METHODE INSA	112
V.11 METHODE ECOBILAN	117
V.12 METHODE NOH	118
V.13 METHODE BMW	125
V.14 METHODE BIO1	127
V.15 METHODE BIO2	134
V.16 METHODE BIO3	140

VI) ANALYSE CRITIQUE DE L'ACV :	160
VI.1 PROBLEMES METHODOLOGIQUES RELATIFS A L'INVENTAIRE	160
VI.2 ANALYSE MULTICRITERE DE L'ANALYSE DES IMPACTS	167
VII) PROPOSITIONS METHODOLOGIQUES :	220
VII.1 AXES DE REFLEXIONS	220
VII.2 PROPOSITION DE CHOIX TERMINOLOGIQUES ET METHODOLOGIQUES	222
VII.3 CONCLUSION	231
VIII) AXES DE RECHERCHE :	235
VIII.1 QUELLES QUESTIONS FAUT-IL SE POSER	235
VIII.2 PROPOSITION DES AXES DE RECHERCHE	242
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	243
ANNEXES :	
LISTE DES TUTEURS INDUSTRIELS RECORD	250
RECENSEMENT DES EQUIPES ACV	251
ANNEXE FINANCIERE	266

RESUME

L'Association RECORD a confié à BIO INTELLIGENCE SERVICE et au LAEPSI (INSA) la réalisation de cette étude qui est une analyse de la portée décisionnelle réelle des procédures actuelles d'ACV.

Ce travail a consisté à :

- présenter l'état de l'art en matière d'ACV ;
- répertorier et décrire les différentes méthodes ACV existantes ;
- comparer les méthodologies par une analyse multicritère qui porte sur les familles de critères suivantes : validité scientifique - faisabilité - exploitabilité ;
- définir les travaux de recherche qui devrait être conduits pour en améliorer la méthodologie et la portée et pour en minimiser les coûts de mise en oeuvre.

L'enjeu serait notamment d'anticiper et/ou d'orienter de futures décisions industrielles ou législatives, en proposant, à partir de l'ACV, des arbitrages justifiés sur le plan environnemental.

Mots clés :

ENVIRONNEMENT, ECOLOGIE, ECOTOXICITE, IMPACT, ANALYSE MULTICRITERE, ANALYSE DU CYCLE DE VIE

ABSTRACT

This study has been entrusted by RECORD association to BIO INTELLIGENCE SERVICE and to LAEPSI (INSA). It aims at analysing the actual scope of LCA procedure within decision making process.

This work consists in :

- making a state of the art of LCA procedure ;
- listing and describing the different LCA methods ;
- comparing the methodologies through a multicriteria analysis focusing on the following criteria : scientific validity - feasibility - exploitability ;
- defining the research works to be undertaken in order to improve LCA methodology and scope and to minimize its implementation costs.

The challenge would be, in particular, to anticipate or/and direct future industrial or legislative decisions, proposing, by means of LCA, justified arbitrations in the environmental field.

Key words :

ENVIRONMENT, ECOLOGY, IMPACT, ECOTOXICITY, MULTICRITERIA ANALYSIS, LIFE CYCLE ANALYSIS

CHAPITRE I :

PRESENTATION DES OBJECTIFS DE L'ETUDE

I.1 - POURQUOI CETTE ETUDE RELATIVE AUX ACV ?

L'analyse du cycle de vie est généralement présentée comme un outil d'aide à la décision. Elle recense et quantifie, tout au long du cycle de vie des produits ou des services, les flux physiques de matière et d'énergies associés aux activités humaines. Puis elle traduit ces flux en terme de fonctions dommage pour l'environnement.

A la mesure des espoirs suscités, de nombreuses interrogations s'imposent :

- les données d'une ACV sont-elles fiables ?
- tous les paramètres pertinents sont-ils pris en compte ?
- les résultats d'une ACV sont-ils utiles (du point de vue de la portée décisionnelle) ?
- la méthode est-elle univoque et reproductible (deux ACV portant sur le même système donneront-ils les mêmes résultats) ?

Ces interrogations sont d'autant plus légitimes qu'il y a souvent confusion dans les termes utilisés et que des méthodes très différentes sont utilisées.

En fait, les ACV sont pratiquées depuis plus de vingt ans, aux Etats-Unis comme en Europe. Les praticiens ont eu le temps de confronter leurs concepts et leurs méthodes. Ceux-ci ont évolué, dans le sens d'une plus grande précision et d'un plus grand réalisme. Certes, les ACV ont fait et font encore l'objet de développements et de programmes de recherches. Mais leurs limites et les services qu'elles peuvent rendre sont maintenant relativement bien cernés.

L'objectif de cette étude à l'usage des industriels membres de RECORD est de proposer un cadre et un langage commun, permettant de bâtir une base de discussion commune, en posant les bonnes questions, en décelant les pièges éventuels, et en appréciant la portée des résultats.

Sur ces bases, il sera alors possible d'élargir la réflexion afin d'étudier les objectifs et les moyens à mettre en oeuvre pour définir une position inter-sectorielle commune afin d'éviter les actions contre-productives entre filières différentes de l'économie française et de garantir la défense des intérêts nationaux sur la scène internationale.

I.2 - L'ANALYSE DES BESOINS

I.2.1 - L'ACV : un outil concurrentiel émergent

Aujourd'hui, en général, la place des ACV dans les décisions industrielles est encore non déterminante car :

- champ d'application, principes et règles confuses (modes et contremodes)
- peu légitime (l'environnement est multifactoriel)

Mais :

- les connaissances progressent. On va vers une "maturation-décantation".
- les outils de management de l'environnement se développent comme facteur de concurrence au niveau international (normalisation au niveau ISO).
- les ACV occupent une position charnière entre ces différents outils.

I.2.2 - Un besoin de visibilité sur la portée stratégique des ACV

Une des caractéristiques de notre période est la généralisation des discours sur les ACV traduisant une véritable pénétration de l'ACV dans les divers processus de décision et de négociation, ainsi qu'un véritable éclatement de la pensée et des pratiques sur le sujet.

En France, c'est une approche sectorielle qui a été jusqu'à constatée :

- définition d'une méthodologie ACV au sein du secteur des industries agro-alimentaires (programme lancé en 1992 et financé par 13 industriels et les pouvoirs publics à hauteur de 40% du budget total de 8 MF);
- mise en oeuvre d'un cadre commun aux industries chimiques au niveau européen (exemple du programme de l'APME pour le développement de bases de données européennes moyennées sur l'inventaire du cycle de vie de matériaux plastiques); réflexion au sein de l'U.I.C.;
- développement actuel d'une méthodologie spécifique au sein du secteur de la Construction (mise en place de l'Atelier d'Evaluation de la Qualité Environnementale des Bâtiments au Plan construction et Architecture du ministère du Logement, en 1993);
- actuellement, des travaux s'organisent au sein de l'Union des Industries Textiles (ACV exploratoire en cours de réalisation, co-financement Ademe), de la Fédération des Industries Electriques et Electroniques, ...

Bilan de la situation française : chacun tente de définir à l'intérieur de son métier ou de son secteur un positionnement stratégique et une méthodologie adaptée; tous s'appuient sur les principes et les règles de l'approche ACV. => Risque d'actions contre-productives inter-sectorielles.

Or les vrais enjeux de compétitivité se situent sur la scène internationale : développement d'un outil d'aide à la conception par la Fédération des Industries suédoises; développement d'un outil concurrent par un groupement d'industries néerlandaises. De plus, la normalisation de l'outil ACV s'élabore au niveau de l'ISO.

Conclusion : Nous sommes face à quantité d'outils partiels, de modèles spécialisés, de réalités fragmentées où le discours stratégique sur les ACV perd toute cohérence globale. **Il paraît fondamental de construire une démarche inter-sectorielle cohérente afin de garantir la défense des intérêts de l'industrie française sur la scène internationale.**

Cette étude doit donc permettre aux industriels de RECORD d'avoir :

- un même angle de vue (besoin de visibilité)
- une base commune pour l'action (besoin de cohérence)
- une réflexion stratégique commune (éviter les actions contre-productives)

2.3 - Un besoin de visibilité sur la portée opérationnelle / décisionnelle de l'outil ACV

Sortant progressivement de sa phase de développement, l'utilisation des ACV s'est essaimée au sein des divers centres de décision de la sphère socio-économique :

- les décisions réglementaires : la directive européenne sur la gestion des emballages en fin de vie a pu être réajustée -pour défendre les intérêts nationaux- sur la base d'une ACV,
- les Pouvoirs publics : le processus de certification écologique des produits (écolabel) au niveau européen doit désormais s'appuyer sur les résultats d'une ACV, qui servent de base de discussion entre les parties concernées;

- les décisions industrielles : aujourd'hui, de nombreux industriels développant des produits de grande consommation ont intégré l'ACV comme outil d'aide à la conception des produits (cf exemples plus loin); de plus, afin de garantir la pertinence pluriannuelle de leurs investissements, un nombre croissant d'industriels analysent les solutions alternatives sous l'angle d'une approche ACV;
- les décisions d'investissement des collectivités locales : à titre d'exemple (développé plus loin), la mairie de Paris a décidé de la filière de traitement des ordures ménagères sur la base d'une approche ACV;
- etc.

Conclusion : le champ d'application des ACV dépasse la stricte production industrielle pour s'étendre à la définition des stratégies industrielles; il s'est également étendu à de nombreuses procédures publiques.

2.4 - Un besoin de visibilité sur la robustesse / pérennité des ACV

Dans quelle mesure l'approche ACV :

- permet-elle de répondre à la grande diversité des enjeux environnementaux actuels ?
- prend-elle en considération les incertitudes propres à toute démarche scientifique ?
- prend-elle en considération l'évolution rapide des connaissances scientifiques dans le domaine des sciences de l'écologie ?
- peut-elle servir de support à une grande variété de décisions ?
- peut-elle s'articuler aux autres outils de management de l'environnement ?

L'enjeu est double, il s'agit de :

- **bien distinguer les éléments constitutifs de l'ACV selon qu'il s'agit de données mesurées (grandeurs réelles), de données issues de méthodes scientifiques (informations objectives), et d'informations résultant de la prise en compte de choix politiques (informations liées à l'acceptabilité du système de valeur sous-tendu);**
- **d'apprécier l'acceptabilité et la pérennité des décisions fondées sur des résultats d'ACV.**

Cette étude doit donc permettre aux industriels de RECORD de disposer d'un cadre commun pour répondre aux questions suivantes :

- quels sont les points sensibles qui peuvent parfois fausser les résultats ou la compréhension ?
- quels sont les facteurs clés de succès et les critères de qualité ?
- quels sont les risques associés aux diverses utilisations possibles des ACV ?

2.5 - Un besoin de visibilité sur la qualité / fiabilité des ACV

A la mesure des potentialités associées aux ACV, de nombreuses interrogations s'imposent:

- les données d'une ACV sont-elles fiables ?
- tous les paramètres pertinents sont-ils pris en compte ?
- les résultats d'une ACV sont-ils utiles (du point de vue de la portée décisionnelle) ?
- la méthode est-elle univoque et reproductible (deux ACV portant sur le même système donneront-ils les mêmes résultats) ?

Ces interrogations sont d'autant plus légitimes qu'il y a souvent confusion dans les termes utilisés et que des méthodes très différentes sont utilisées.

Cette étude doit donc fournir aux industriels de RECORD une analyse critique des méthodologies actuellement disponibles.

2.6 - Un besoin de visibilité sur l'objectif stratégique du positionnement d'une action inter-sectorielle Record

Cette étude doit être l'occasion de réfléchir à la pertinence et aux objectifs d'une action inter-sectorielle au niveau français.

A ce niveau, l'enjeu est de disposer d'un cadre suffisamment général, mais précis, pour définir les bases d'une approche cohérente, évitant les actions contre-productives inter-sectorielles qui affaibliraient la défense des intérêts français sur la scène internationale (ISO notamment), en garantissant la préservation des intérêts spécifiques de chacun (il faut viser la cohésion mais non l'uniformité).

I.3 - LES STRATEGIES

L'angle de vue choisi pour cette étude est celui des industriels, considérés à la fois sous l'angle de leur questionnement spécifique (sectoriel) mais aussi sous l'angle de leurs intérêts communs (inter-sectoriels) en terme de compétitivité sur la scène internationale.

Au delà de sa dimension de type "Etat de l'art" et « Analyse critique de l'existant », cette étude a une double vocation : tactique (recommandations méthodologiques) et stratégique (propositions d'axes de recherche au niveau inter-sectoriel).

Deux interrogations en découlent :

- quel doit être le niveau de précision des spécifications méthodologiques issues de cette étude ? (i.e., à quel niveau le consensus doit-il être recherché ?)
- quels sont les intérêts collectifs à défendre ? (i.e., pour aboutir à des propositions pertinentes d'axes de recherche, il est impératif de définir au préalable les objectifs stratégiques visés au sein de RECORD).

Au total, et pour assurer la pertinence des recommandations futures issues de cette étude, il est impératif de poser la question suivante : **pourquoi faire de la recherche sur les ACV au sein de Record ?**

Les options possibles pourraient être les suivantes :

• OBJECTIFS DEFENSIFS

- visibles par définition
- Principe de subsidiarité : Record = parties communes , enjeux non concurrentiels.

• OBJECTIFS OFFENSIFS

- choix plus délicat
- S'APPROPRIER OU CONTROLER UN POINT CLE ?
 - bases de données,
 - qualité des données,
 - méthode,
 - normalisation,

- champ d'application,
- articulation aux autres outils de management environnemental (ISO 14000).
- DEVELOPPER DE NOUVEAUX OUTILS ?
- DEVELOPPER UNE IMAGE ?
 - ensemble des industries françaises et belges ?
 - être en mesure de communiquer (créer la confiance du monde scientifique et réglementaire)

Les facteurs clés de succès sur cette recherche sont :

- OBJECTIFS CLAIREMENT DEFINIS
- MOYENS ADEQUATS
- MULTI-DISCIPLINARITE
- SOUPLESSE, REACTIVITE
- LIEN RD PUBLIQUE
- CREDIBILITE (Publications ?)
- VEILLE EFFICACE INTERNATIONALE
- ...

CHAPITRE II : DEFINITIONS

Pour la compréhension de l'étude, il est important de définir certains termes comme : environnement, effet, impact, danger, risque, méthode d'évaluation environnementale et enfin ACV. Pour certains de ces termes, il n'existe pas de définition consensuelle et même au sein de cette étude, les deux prestataires (BIO I.S. et LAEPSI) proposent chacun des définitions différentes qui sont les suivantes :

II.1 ENVIRONNEMENT :

Définition proposée par la Commission européenne :

milieu naturel dans lequel nous vivons, comprenant l'air, l'eau, la terre, la flore, la faune et les ressources non renouvelables, telles que les combustibles fossiles et minéraux.

Définition utilisée par Bio Intelligence Service :

considéré comme un système ouvert en interaction avec un cycle économique, l'environnement peut être décrit à l'aide des trois composantes suivantes :

- un réservoir de ressources naturelles susceptibles d'être prélevées, puis d'être mobilisées, dispersées ou détruites ;
- un réceptacle composé des grands milieux physiques (eau, air, sol), dont la composition est susceptible d'être modifiée (rejets, pollutions) ;
- et urbain dont l'authenticité peut être altérée (atteintes aux écosystèmes, aux paysages, aux êtres vivants, odeurs, bruit).

Définition proposée par le LAEPSI :

Deux grands types de systèmes environnementaux sont distingués :

- **les écosystèmes** : ces systèmes comprennent l'eau, l'air, les matières solides, avec comme acteurs la faune (y compris l'homme) et la flore. Les relations entre ces éléments sont d'ordre bio-physico-chimique. Ces écosystèmes sont au nombre de quatre :

- . l'atmosphère,
- . les eaux de surface,
- . le sol et le sous-sol,
- . les espaces « naturels ».

- **les systèmes conceptuels**, où les relations propres à ces systèmes sont d'ordre psycho-socio-culturel, par exemple :

- . l'environnement sonore et odorant,
- . l'environnement visuel urbain.

Dans la même logique, **BATELLE** propose une autre définition du concept environnement. Selon lui, on peut distinguer quatre types de "systèmes" :

- "Ecologie" ;
- "Pollution" ;
- "Esthétique et confort" ;
- "Intérêt humain" ;

divisés en 15 composantes :

ECOLOGIE	ESTHETIQUE ET CONFORT
Flore : . Végétation naturelle . Végétation aquatique . Végétation cultivée	Terre : . Aspect - Etendue Air : . Aspect - Odeur - Bruit . Micro et macro-climat
Faune : . Animaux terrestres . Animaux aquatiques . Oiseaux	Eau : . Aspect - Etendue . Aspect des rives Milieu Vivant : . Diversité végétale . Diversité animale
Habitats : . Habitats-Circulation des animaux terrestres . Caractéristiques des rivières pour la faune	Réalisations humaines Composition paysagère
POLLUTION	INTERET HUMAIN
Pollution de l'eau : . Recharge nappe phréatique . Salinisation . Pollution chimique . Réduction des débits d'étiage	Héritage . Héritage historique Culturel : . Héritage scientifique . Traditions locales
Pollution de l'air : . Pollution chimique . Pollution physique	Ambiance : . Solitude - Isolement . Symbiose avec la nature . Anxiété . Sentiment d'insécurité
Pollution du sol : . Salinisation du sol . Erosion superficielle . Limitation des possibilités d'utilisation	Mode de vie : . Occasion d'emploi . Vie à la maison . Relations sociales

Les composantes de l'environnement selon Batelle

Cette division n'est pas contradictoire avec la classification du LAEPSI. En effet, les "espaces naturels" se retrouvent dans le système "ECOLOGIE", "l'atmosphère", les "eaux de surface" et le "sol et le sous-sol" dans le système "POLLUTION", "l'environnement sonore et odorant" et "l'environnement visuel urbain" dans le système "ESTHETIQUE ET CONFORT".

En revanche, le dernier système proposé par Batelle, "INTERET HUMAIN" n'est pas représenté dans la classification du LAEPSI, car il ne constitue pas un système environnant des systèmes anthropiques. Cet "Intérêt humain" illustre plutôt une perception générale et subjective qu'a l'homme de son environnement à travers ses sens et sa culture. Cet aspect égocentrique inévitable n'a d'intérêt que s'il est comparé aux autres aspects de l'environnement (les systèmes).

Autrement dit, dans l'analyse de l'environnement, on peut distinguer :

- l'état des systèmes environnementaux prédéfinis et évalués par des indicateurs d'état objectifs;
- la sensibilité générale de la population vis à vis de son environnement, qui peut être mesurée, à partir de sondage, par des indicateurs de satisfaction subjectifs.

Pour illustrer cette distinction, prenons les deux exemples suivants :

Aspect environnemental	Indicateur d'état	Indicateur de satisfaction
Qualité des eaux	Taux de pollution des fleuves	% d'individus s'estimant satisfaits de la qualité des eaux de surfaces
Pollution sonore	% de personnes exposées régulièrement à un niveau de bruit > 65 dB	% de personnes s'estimant exposés à un niveau de bruit acceptable

Dans le cadre de notre étude, nous proposons de retenir comme définition de l'environnement, l'ensemble des trois systèmes suivants :

- les milieux physiques (eau, air, sol),
- les milieux vivants (l'homme, faune, flore),
- les écosystèmes (organisation des 2 milieux précédents).

II.2 EFFET, IMPACT, DANGER ET RISQUE :

II.2.1 Définitions du LAEPSI

Impact :

1ère définition : l'impact est une variation observée de l'état d'un système environnemental ou de l'une de ses composantes (E) :

$$\text{Impact sur E entre } t \text{ et } t_0 = \text{Etat de E à } t - \text{Etat de E à } t_0$$

L'état de E est défini par toutes ses caractéristiques biophysicochimiques.

2ème définition : l'impact sur E au temps t est fonction d'une action anthropique sur E et de ses conséquences sur E :

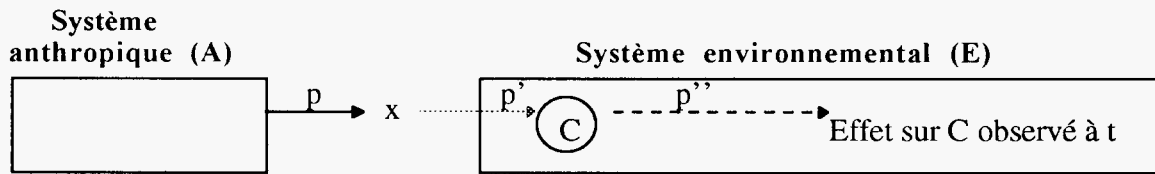
$$\text{Impact sur E à } t = f[\text{Action (intensité, durée)} ; \text{Conséquence de l'action (effet sur E, durée)}]$$

On distingue généralement les deux types d'actions suivantes :

Action	Conséquences
Extraction de matières premières (qualité et quantité)	Epuisement des ressources naturelles
Rejet de matière et énergie dans les systèmes environnementaux (qualité et quantité)	Effet sur le milieu physique (variation de concentration) Effet sur le milieu vivant (écotoxicité) Effet sur l'écosystème (déplacement de l'équilibre écologique)

Risque :

Prenons un exemple pour expliquer cette notion de risque :



Avec :

- p : probabilité que x soit rejeté par A
- $1-p$: probabilité que x ne soit pas rejeté par A
- p' : probabilité que x atteigne la cible C au bout d'un temps t
- $1-p'$: probabilité que x n'atteigne pas la cible C au bout d'un temps t
- p'' : probabilité que x ait un effet négatif sur C
- $1-p''$: probabilité que x n'ait aucun effet négatif sur C

Selon la valeur des probabilités, nous avons les événements probables suivants :

p	p'	p''	Événement
0	0	0	Impossibilité que x soit rejeté par A
$0 < < 1$	$\neq 0$	$\neq 0$	Risque d'accident : si on observe que, durant t , x a été rejeté et qu'il se maintient dans E et/ou a un effet sur C, il y a eu accident.
$0 < < 1$	0	0	Risque d'accident nul : si x est rejeté, on parlera d'incident.
1	$\neq 0$	$\neq 0$	Risque d'impact (ou impact potentiel ou danger) : si on observe que, durant t , x se maintient dans E et/ou x a un effet sur C, il y a eu un impact.
1	0	0	Risque d'impact nul

En conclusion, le LAEPSI propose les définitions suivantes :

Effet : conséquence d'une action sur un système environnemental ou sur l'une des ses composantes (cibles).

Impact : événement caractérisé par la réalisation d'une action maîtrisée et ses effets sur une ou plusieurs cibles.

Risque d'impact (ou impact potentiel ou danger) : événement possible et caractérisé par la réalisation d'une action et ses effets potentiels sur une ou plusieurs cibles.

Risque d'impact toxique : fonction de l'exposition et de l'effet. L'exposition permet de relier les émissions à la dose à laquelle la cible peut être exposée ; cette relation « émission-dose » indique la probabilité que la substance émise atteigne sa cible. L'effet permet de relier la dose à l'effet sur la cible ; la relation « dose-effet » indique l'effet nuisible sur la cible exposée à une certaine dose de la substance.

Risque d'accident : événement possible, redouté et caractérisé par la probabilité d'occurrence de l'action et des effets correspondants.

II.2.2 Définitions de BIO I.S. :

Effet et impact :

Selon le Larousse, "un effet est le résultat d'une action". L'effet décrit un événement qui est la conséquence objective de l'action envisagée. L'impact est la transposition subjective de cet événement sur une échelle de valeur; il est le résultat d'une comparaison entre deux états : un état qui résulte de l'action envisagée et un état de référence.

Effet (E) = Phénomène observé au niveau de l'élément causal

Impact (I(E)) = Etat de référence après l'effet (O(E)) - Etat de référence sans l'effet (O)

Cette distinction a pour but de préciser la notion de prédiction de l'effet, dans le sens de la modification physique, chimique, spatiale, etc. par rapport à la notion de sa signification, sous la forme d'impact sur l'environnement naturel ou sur l'homme. Concrètement, la quantité de SO₂ rejetée par une entité est un effet; la pollution de l'air est un impact et le SO₂ est un facteur d'impact.

Impact , danger et risque

Trop souvent, les termes d'impact, de danger et de risque sont utilisés dans le même sens : l'impact d'une entité sur l'effet de serre, par exemple, est abusivement assimilé au risque que présente l'entité vis-à-vis du problème de l'effet de serre. Un impact est un danger vis à vis d'une cible donnée s'il peut entraîner un préjudice pour cette cible (raréfaction, dégradation, changement d'état ou de structure, nuisance). On évalue le danger à partir de la gravité du préjudice susceptible d'être occasionné et de la probabilité de réalisation du préjudice en question. Le danger est une caractéristique intrinsèque, il exprime un risque potentiel. Le risque est un événement redouté; il est évalué à partir du danger et de la probabilité de réalisation du danger.

Danger [D(I(E))] = Gravité du préjudice [I(E)] x Probabilité de réalisation du préjudice [P(E)]

Risque = Danger [D(I(E))] x Probabilité de réalisation du danger [P(D(I(E)))]

LES QUESTIONS POSEES PAR LA DEFINITION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX :

Par exemple dans le cas de l'impact des rejets atmosphériques sur la santé humaine :

(E) = émissions de rejets atmosphériques;

[I(E)] = (impact santé), le critère de l'impact santé reste à être défini;

[P(E)] = (niveau d'émission d'origine anthropogène), c'est une grandeur objective, mesurable et certaine;

[P(D(I(E)))] = (niveau d'exposition), c'est une grandeur objective, mesurable et aléatoire.

Dans le cas du danger "effet de serre",

(E) = émissions de Gaz à Effet de Serre (CO₂, CH₄, ...);

[I(E)] = (effet du réchauffement climatique), le critère de l'impact reste à être défini ;

[P(E)] = (niveau d'émission des GES d'origine anthropogène), c'est une grandeur objective, mesurable et certaine;

[P(D(I(E)))] = (inversement proportionnel à la capacité d'assimilation et d'auto-régulation de l'environnement), c'est un descripteur objectif, non prévisible et non quantifiable.

QUE PEUT-ON EVALUER ?

Pour répondre aux attentes exprimées, les indicateurs devraient rendre compte des relations de cause à effet entre une décision ou une action et ses conséquences (effet, impact, danger ou risque) sur l'environnement, à partir de théories éprouvées et vérifiables qui expliquent la nature des liens qui se manifestent entre les actions et leurs résultats.

Les critères de détermination des normes, seuils de gravité, etc.

En résumé, on ne peut pas vraiment déterminer de seuil à partir duquel la pollution commencerait à manifester ses effets négatifs. Dès qu'elle dépasse le niveau zéro, la pollution entraîne des déséquilibres dans les écosystèmes, mais ce n'est que lorsqu'elle atteint le maximum supportable sur le plan écologique qu'elle devient une nuisance. Tant que la capacité d'assimilation du milieu n'est pas dépassée, la pollution ne fait pas, ou très peu, sentir ses effets, ou l'homme n'en subit les dommages qu'après que ce seuil est dépassé ou proche de l'être.

Il importe d'abord de déterminer les effets des polluants sur l'homme et les autres organismes vivants. La définition de ce que l'on appelle les "relations dose-effet" est essentielle à la fixation d'une norme. Cette évaluation est rendue particulièrement complexe par le fait que les tests de laboratoire, certes indispensables, ne suffisent pas; il faut également étudier les mécanismes et circuits de pénétration et de concentration de ces substances dans l'environnement. Par exemple, dans le cas d'une substance toxique persistante, on examinera :

- l'émission et la pénétration de cette substance dans l'environnement au cours des processus de production et de consommation;
- son transport, dispersion et accumulation dans les milieux (air, eaux, sols);
- les transformations et dégradations des substances dans ces milieux;
- l'assimilation par les organismes vivants, à travers la chaîne alimentaire, l'accumulation et l'excrétion;
- la biodégradation et le métabolisme de la substance;
- les effets sur les organismes vivants, y compris l'homme;
- les effets sur les écosystèmes

Un autre problème est celui des phénomènes cumulatifs et des effets retards qui font que les conséquences néfastes sur l'environnement ne se font sentir qu'après des délais, parfois très longs, lorsque les substances polluantes ont achevé une série d'accumulations, de transformations et de transports.

La hiérarchisation des incertitudes

L'étude du système couplé de l'environnement terrestre est une science jeune, initiée depuis dix à vingt ans seulement dans sa conception actuelle. On ne peut donc s'étonner des incertitudes qui subsistent encore dans la mesure où l'échelle de temps nécessaire pour l'établissement d'une théorie acceptée par l'ensemble d'une communauté scientifique est plutôt de l'ordre de quarante à cinquante ans.

Ceci a une conséquence immédiate quant à la prise de décision. On ne doit pas attendre des scientifiques une réponse définitive au problème posé, dans un laps de temps compatible avec la sauvegarde de notre environnement.

Il s'agit donc de gérer au mieux l'incertitude, en se fondant sur un consensus minimum de la communauté. Ceci implique également une compréhension par les décideurs des **marges d'incertitudes**, souvent exprimées en langage scientifique par des formulations prudentes du genre "telles données ne sont pas incompatibles avec telles conséquences potentielles...".

De plus, l'examen des principaux problèmes d'environnement à l'échelle globale, par exemple, conduit à établir une hiérarchie dans ces incertitudes en considérant chaque niveau de connaissance :

- changement de la composition chimique de l'atmosphère,
- quantification des changements induits,
- modélisation et prédiction de l'évolution,
- conséquences climatiques,
- conséquences biologiques,
- impact socio-économique.

Or ce sont précisément les connaissances relatives aux impacts socio-économiques qui permettraient d'aboutir à un "optimum socio-économique des pollutions".

Comme cet idéal n'est pas atteignable, il est essentiel de résoudre le problème de l'interface entre les justifications scientifiques et les décisions socio-économiques en choisissant des indicateurs environnementaux qui se complètent et se renforcent mutuellement, sur la base des meilleures connaissances disponibles.

EXEMPLE : L'EFFET DE SERRE ET LE GWP

La signification intrinsèque de cet indicateur est en réalité limitée à la quantification du changement de la composition chimique de l'atmosphère en rapport avec les mécanismes de l'effet de serre, sans pouvoir aller au delà dans la prédiction et dans l'interprétation des effets. Autrement dit, $GWP = P(E)$; et aucun indicateur acceptable ne permet aujourd'hui d'atteindre les autres variables : $I(E)$, $D(I(E))$, $P(D(I(E)))$.

CONCLUSION

1°) Il faut abandonner définitivement l'idée de définir des valeurs-cibles exprimant une "gravité" en référence à des critères scientifiques justifiés et reconnus : de tels critères n'existent pas aujourd'hui.

2°) Il faut donc admettre que les seuls indicateurs objectifs, pertinents et fiables utilisés aujourd'hui sont ceux exprimant une probabilité (ou seulement une possibilité) de réalisation d'un préjudice ou d'un danger. Il ne traduisent ni un risque, ni même un danger.

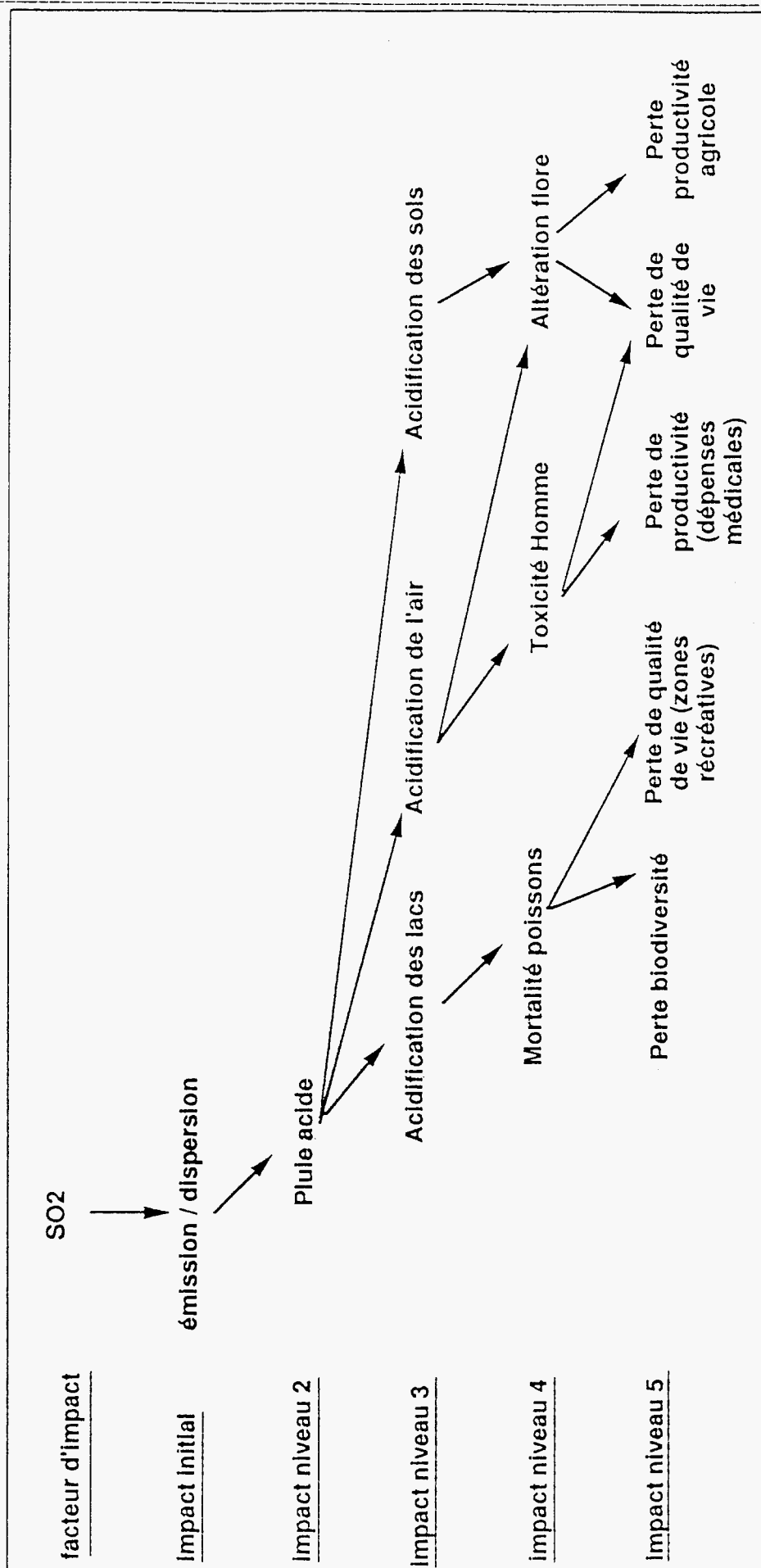
3°) L'opportunité d'un transfert de connaissances : à partir des approches macro-économiques. Les conceptions actuelles du développement durable laissent enfin entrevoir la possibilité de faire enfin la différence entre :

- "indicateurs environnementaux" qui, d'une façon ou d'une autre, mesurent ou décrivent l'état de l'environnement; et
- "indicateurs de soutenabilité" qui décrivent la déviation de l'état de l'environnement par rapport à un état de référence.

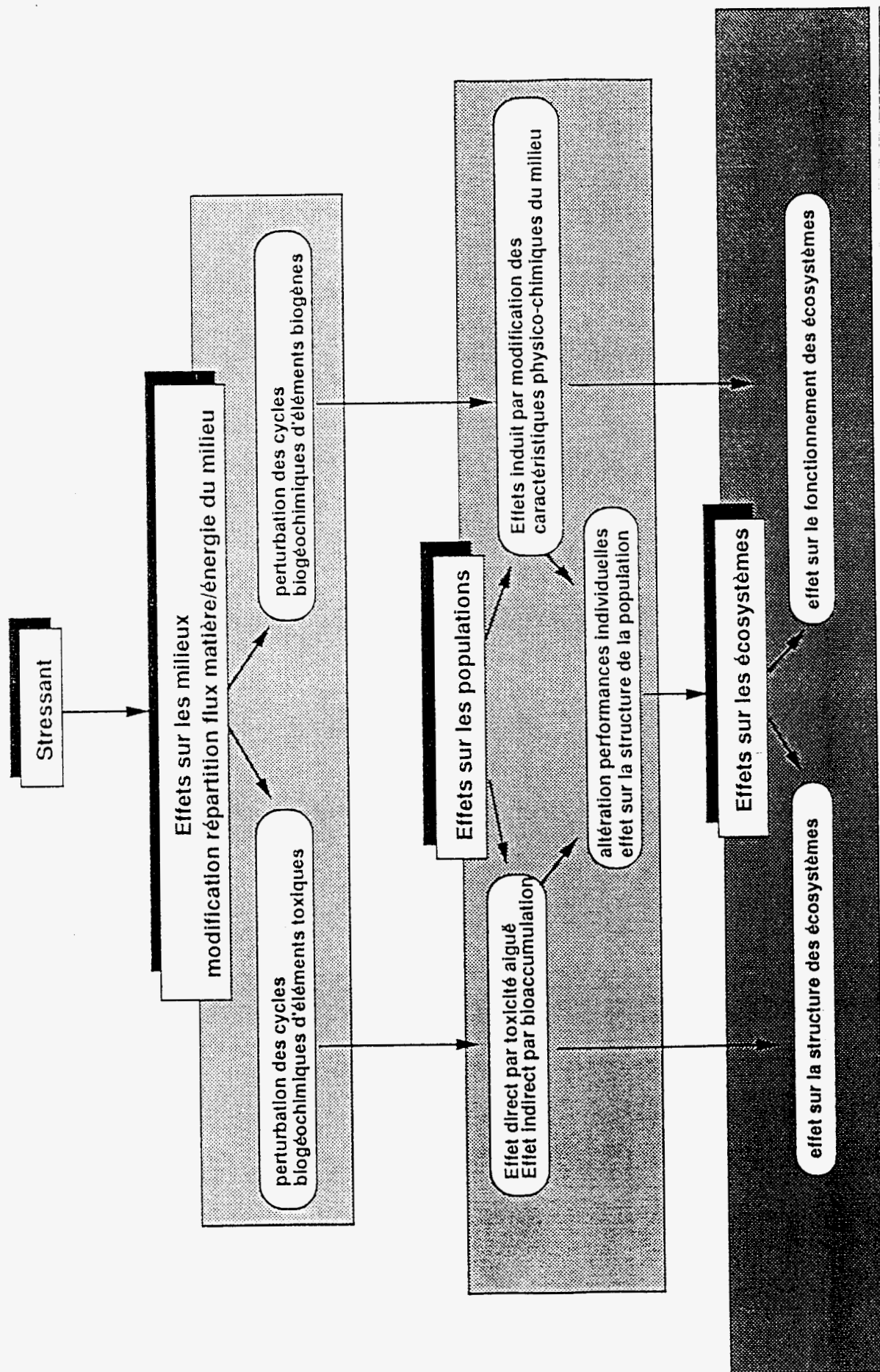
En d'autres termes, ces derniers mesurent la distance entre l'usage actuel du capital naturel (appréhendé par le biais d'indicateurs environnementaux) et les seuils à ne pas franchir représentant les valeurs de référence fixées ex ante.

QU'EST CE QU'UN IMPACT

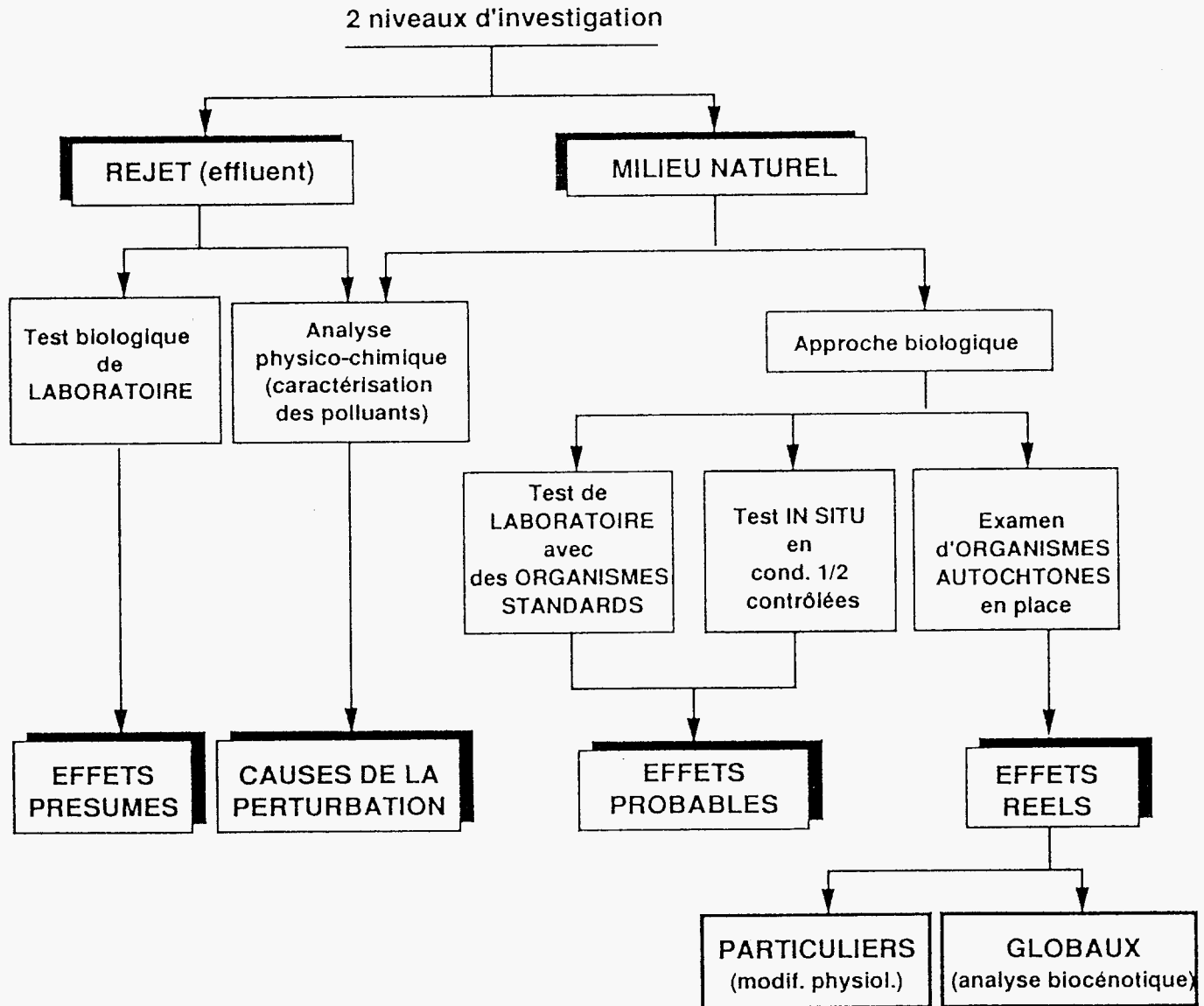
La complexité des relations stressants - Impacts



Les 4 niveaux d'analyse des impacts sur l'environnement



Les méthodes de mesure des impacts sur l'environnement

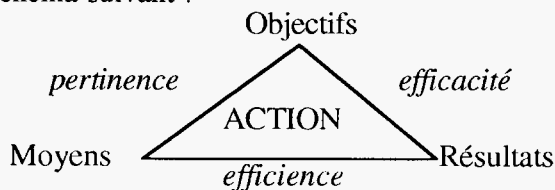


II.3 METHODES D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE :

II.3.1 Définition théorique :

La finalité principale de ces méthodes est d'améliorer l'état de l'environnement. On peut distinguer plusieurs types de méthodes d'évaluation environnementale en fonction de l'objet étudié :

Objet évalué	Objectifs possibles
Un système environnemental : soit E un système environnemental en relation avec plusieurs systèmes anthropiques A_i :	- Evaluation de E à t - Suivi de l'évolution de E - Evaluation de l'impact global des A_i sur E : mesure de la variation de l'état de E
Un impact ou un risque d'impact : soit A un système anthropique en relation avec plusieurs systèmes environnementaux E_i :	- Améliorer A : réduire son impact ou son risque d'impact sur les E_i - Comparer l'impact ou le risque d'impact de plusieurs A
Un risque d'accident : soit A un système anthropique en relation avec plusieurs systèmes environnementaux E_i :	- réduire les risques d'accident de A.
Une action environnementale : soit A un système anthropique en relation avec un système environnemental E. On peut mener une action soit sur A et/ou sur E. Une action est caractérisée par ses objectifs, ses moyens et ses résultats. Ces caractéristiques peuvent être reliées de façon bilatérale selon le schéma suivant :	- Evaluer l'action, à savoir, mesurer : - son efficacité : est-ce que les résultats obtenus correspondent bien aux objectifs fixés ? - son efficience : compte tenu des moyens engagés, est-ce que les résultats sont satisfaisants ? - sa pertinence : étant donné les objectifs fixés, est-ce que les moyens prévus sont pertinents ?



I.3.2 Méthodes « réglementaires » :

Ces méthodes sont présentées dans les tableaux synthétiques suivants :

Méthode : Etude d'impacts
Objectifs : Evaluation du risque d'impact dans un contexte local donné et de la pertinence des actions pour réduire ce risque.
Système anthropique étudié : Installations classées
Finalité (pour quoi faire?) : Loi française du 10 juillet 1976 et Directive de la CEE du 25 juin 1985 : obligation de procéder à une étude d'impact pour pouvoir obtenir les autorisations administratives nécessaires à la réalisation ou au fonctionnement d'un ouvrage.
Étapes méthodologiques : - analyse de l'état initial du site, - analyse des risques d'impacts (environnementaux et socio-économique) du projet, - justification du choix retenu, - annonce des mesures prises pour réduire le risque d'impact.

Nota : Dans certains cas, le terme d'étude d'impact est utilisé pour l'analyse de l'état d'un système environnemental (par exemple, l'étude d'impact du Rhône entre 1990 et 1995).

Méthode : Etude déchets
Objectifs : Etude des flux de déchets et de leur devenir.
Système anthropique étudié : Installations classées
Finalité (pour quoi faire?) : Circulaire ministérielles n°90-98 du 28/12/90 : maîtrise des flux de déchets industriels.
Etapas méthodologiques : - description de l'existant (production, gestion, élimination), - étude technico-économique des solutions alternatives pour les 3 étapes précédentes (évaluation de la pertinence), - <u>présentation et justification des filières retenues pour l'élimination des déchets.</u>

Nota : pour une demande d'autorisation de fonctionnement d'une installation classée, l'étude d'impact devra comporter une étude déchets.

Méthode : Etude de danger
Objectifs : Evaluation du risque d'accident
Système anthropique étudié : Installations classées
Finalité (pour quoi faire?) : Directive du Conseil du 24 juin 1982 : Directive SEVESO : en complément de l'étude d'impact, pour une autorisation administrative. de fonctionnement.
Etapas méthodologiques : - identification des sources de dangers et scénarios d'accidents envisageables , - étude des conséquences, - justification des mesures prises pour prévenir l'apparition de ces accidents et pour en limiter les effets, - élaboration d'un plan d'intervention en cas d'accident.

Méthode : Eco-audit
Objectifs : Evaluation de l'efficacité des actions environnementales engagées et proposition de nouvelles actions à mener pour réduire les impacts ou les risques d'impacts.
Système anthropique étudié : sites industriels
Finalité (pour quoi faire?) : Règlement communautaire du 29 juin 1993 : inciter les industriels à mettre en place des systèmes de gestion environnementale au niveau des sites de production et à communiquer régulièrement avec le public. Après validation de l'éco-audit, le site est enregistré et l'entreprise peut utiliser une déclaration de participation au système communautaire de management environnemental et d'audit. Elle donne accès à l'utilisation d'un logo sur l'ensemble des outils de communication, mais non sur les produits eux même ou à des fins publicitaires.
Etapas méthodologiques : - évaluation de l'efficacité de la politique environnementale (actions prioritaires), des programmes (objectifs et détails des opérations permettant de réaliser les actions) et du système de gestion (structure organisationnelle, procédures, responsabilités et moyens nécessaires à l'exécution des opérations), - présentation de nouvelles actions, - communication au public (déclaration environnementale).

Comparaison des méthodes « réglementaires » avec les ACV :

Présentation succincte des ACV :

Méthode : ACV
Objectifs : Comparaison du risque d'impact environnemental global d'un nombre de systèmes anthropiques rendant un même service ou de sous-systèmes permettant d'obtenir une fonction donnée.
Système anthropique étudié : Tous (cycle de vie d'un produit, procédés, site, service, ...).
Finalité (pour quoi faire?) : -Multiple : aide à la conception, choix de l'investissement, labellisation des produits, communication, ...
Etapas méthodologiques : - objectif et champ de l'étude, - bilan matière-énergie, - analyse des impacts - »recherche d'amélioration «

Comparaison des méthodes « réglementaires » et des ACV en fonction de l'objet étudié :

	Etude d'impact	Etude déchets	Etude danger	Eco-audit	ACV
Système environne-mental	oui	oui	non	non	non
Impact	non	non	non	oui	oui
Risque d'impact	oui	non	non	oui	oui
Risque d'accident	non	non	oui	non	non
Action :					
- pertinence	oui	oui	oui	oui	oui
- efficacité	non	non	non	oui	non
- efficience	non	non	non	non	oui

• L'ACV est un type de méthodologie d'évaluation environnementale parmi d'autres qui pourrait très bien s'intégrer dans les méthodes réglementaires. Les spécificités de l'ACV sont les suivantes :

- l'ACV ne mesure pas seulement des "pollutions", mais l'ensemble des facteurs d'impact sur l'environnement (i.e. consommation de ressources naturelles, ou rejets de substances non polluantes mais ayant une incidence au niveau des grands équilibres- CO2 et effet de serre par exemple);

- l'ACV ne prend pas en compte l'analyse des risques d'accident;

- l'ACV n'est pas un bilan écologique global (au sens de complet car des critères qualitatifs subjectifs tels que l'atteinte aux paysages ou aux sites par exemple ne sont pas pris en compte).

• L'ACV est cependant le seul outil :

- qui analyse des filières complètes (du "berceau" à la "tombe"), bien que souvent délocalisées (dans le temps et l'espace);

- qui tente d'évaluer l'incidence objective globale sur l'environnement (pollutions et facteurs d'impact sur l'environnement), en traduisant les résultats sous forme d'impact potentiel sur l'environnement (intensification de l'effet de serre, épuisement des ressources naturelles, ...);

- dont **l'approche soit scientifique** (critères d'objectivité et de reproductibilité des résultats indépendamment de l'observateur), **reconnue au niveau international**, et **par l'ensemble des acteurs socio-économiques** (scientifiques, législateurs, associations de consommateurs ou de défense de l'environnement, industriels);
- dont **la finalité soit l'aide à la décision** appliquée à :
 - un choix de procédé, de filière ou d'investissement;
 - la conception de produits ou de services,
 - d'une manière générale, toute préparation ou évaluation d'une décision privée ou publique sous l'angle de ses impacts sur l'environnement.

II.4 ACV :

II.4.1 Définition générale :

« L'ACV est une évaluation des impacts sur l'environnement d'un système comprenant l'ensemble des activités associées à un produit, ou à un service, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets (du berceau à la tombe) ».

Actuellement et selon la SETAC, une ACV se déroule en quatre phases :

- Définition des objectifs ;
- Inventaire ;
- Evaluation des impacts sur l'environnement ;
- Recherche d'améliorations.

D'autres termes sont utilisés par les spécialistes de méthodes d'évaluation environnementale, comme par exemple :

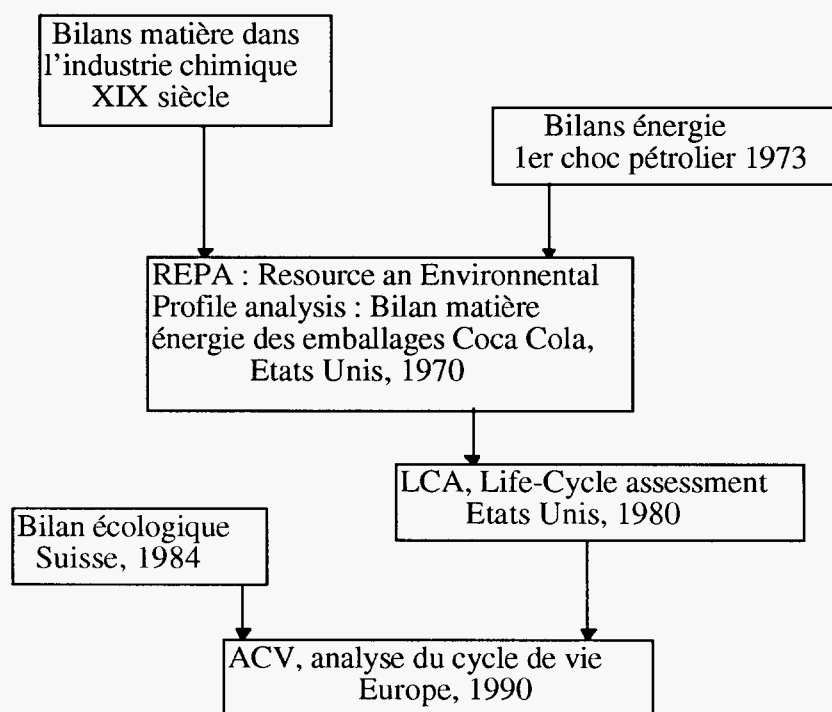
Ecobilan : Initialement, ce terme proposé par les suisses correspondait aux trois premières phases de l'ACV. Pour la norme NF X30-300, l'écobilan constitue les deux premières phases de l'ACV ; on peut s'interroger sur ce choix pour désigner un simple bilan matière-énergie?

Product line analysis : ce terme proposé par les allemands représente une ACV socio-économique et environnementale d'un produit.

Life cycle design : C'est une méthodologie d'origine hollandaise de conception des produits qui intègre les ACV.

Substance flow analysis : également d'origine hollandaise, cette méthode s'applique à établir le cycle de vie d'une substance (Ex : chlore, cadmium, phosphore).

Historique : Généalogie de l'ACV (BLOUET) :



Principaux événements relatifs aux ACV :

Date	Événement
1970-75	Développement des REPA par : - Franklin (Etats Unis) - Boustead (Angleterre) - Sundstrom (Suède)
1979	Fondation de la SETAC
1984	Publication du premier « BUWAL » : Bilan écologique des matériaux d'emballage, cahier de l'environnement n°24, EMPA
1990	1er atelier de la SETAC sur les ACV : Vermont, Etats Unis, a technical framework for life cycle assessment
1990	Colloque organisé par Procter & Gamble, Louvain, Belgique, Life-cycle analysis for packaging environmental assessment
1991	2ème atelier de la SETAC : Leiden, Pays Bas, Life-cycle assessment : inventory, classification, valuation, data base
1992	3ème atelier de la SETAC : Sandestin, Etats Unis, A conceptual Framework for life cycle impact assessment
1992	4ème atelier de la SETAC : Potsdam, Allemagne, LCA applications
1992	5ème atelier de la SETAC : Wintergreen, Etats Unis, Data quality
1992	Programme du label NF-Environnement
1992	Fondation de SPOLD (Society for the promotion of LCA development) : l'équivalent de l'association RECORD sur les ACV au niveau européen.
1992	Programme de l'écolabel européen
1993	6ème atelier de la SETAC : Copenhague, Danemark, impact classification
1993	7ème atelier de la SETAC : Sesimbra, Portugal, Guidelines for life-cycle assessment : a code of practice.
1994	8ème atelier de la SETAC : Leiden, Pays Bas, Allocation in LCA
1994	9ème atelier de la SETAC : Bruxelles, Belgique, Impact analysis
1995	Colloque EMPA, Genève, Suisse, Recovery, recycling : LCA
1995	10ème atelier de la SETAC, Stockholm, Suède, LCA and solid waste
1995	L'association RECORD finance une étude sur les ACV !

Nous présentons maintenant succinctement les différentes phases de l'ACV puis nous reviendrons en détail sur leur contenu et leur réalisation dans les chapitres suivants.

II.4.2 Définition des objectifs :

Cette phase consiste à :

- définir l'objectif de l'étude ;
- déterminer l'étendue de l'étude (portée et degré de détail) ;
- déterminer l'unité fonctionnelle (« unité d'usage caractérisant le résultat attendu lié à la fonction étudiée. Cette unité est la référence à laquelle sont rapportées les entrants et les sortants des systèmes étudiés », NF).

II.4.3 Inventaire :

Cette phase peut être décrite comme étant l'identification et, si possible, la quantification de tous les échanges de matières et énergies entre l'environnement et le système, tout au long de son cycle de vie.

Pendant la phase d'inventaire, le cycle de vie du système est décomposé en différentes étapes. Ensuite, pour chaque étape, un bilan matière-énergie est dressé.

Outre le fait que cette phase soit la plus longue de l'ACV, certains aspects tels que la qualité des données, la délimitation du système étudié et l'attribution des émissions (problème d'allocation) restent problématiques.

II.4.4 Evaluation des impacts :

La SETAC définit cette phase comme suit : « processus technique, quantitatif et /ou qualitatif au cours duquel les impacts environnementaux négatifs identifiés lors de l'inventaire sont caractérisés et évalués ». (Notons au passage que pour la SETAC, impact est synonyme d'émission de polluants ou de consommation de matières premières.)

Dans le schéma proposé par la SETAC, trois étapes peuvent être distinguées dans l'étude d'impact : la classification, la caractérisation et l'évaluation.

La classification consiste à grouper les données de l'inventaire (présentées dans un « tableau d'inventaire ») dans certaines catégories d'impacts.

La caractérisation est l'étape durant laquelle a lieu l'analyse, la quantification et lorsque c'est possible, une association des impacts à l'intérieure des catégories d'impacts. Cette étape doit autant que possible être fondée sur la connaissance scientifique des processus environnementaux. La caractérisation peut être effectuée à des degrés différents de formalisation et de détails. On obtient finalement une liste d'impacts associée au système étudié : l'écoprofil.

Lors de l'évaluation, les différentes catégories d'impacts sont comparées les unes aux autres. L'objectif de cette étape est d'aboutir à une agrégation puis une interprétation des résultats de l'analyse de l'impact. A ce niveau se pose le problème de l'importance relative que l'on accorde aux différents types d'impacts (pondération).

II.4.5 Recherche d'amélioration :

Durant cette dernière étape qui est assez récente dans la méthodologie des ACV, on identifie et évalue les possibilités de réduire les impacts environnementaux du ou des systèmes que l'on étudie.

A notre avis, cette étape n'a pas lieu d'exister si les objectifs de l'étude ont clairement été explicités, le déroulement de la méthode d'évaluation comparative des impacts permet de répondre au problème posé. En effet, identifier, proposer et vérifier les possibilités de réduire les impacts sont des objectifs auxquels on aboutit après avoir suivi les 3 trois premières phases de l'ACV. De plus, il faut préciser que l'ACV ne permet pas de savoir comment agir pour réduire les impacts (question à laquelle les spécialistes du système étudié sont plus à même de répondre) mais où agir et de vérifier, par simulation, les possibilités d'amélioration. Autrement dit, l'évaluation des impacts dans les ACV revient à **comparer le risque d'impact environnemental** de différents systèmes ; ceci apparaît cohérent avec le fait qu'un impact est défini par rapport à un état de référence et que son évaluation ne peut être que relative.

Cette comparaison peut concerner :

- un groupe de systèmes concurrents (dans un but par exemple de labellisation afin de favoriser les systèmes les plus respectueux de l'environnement);
- les étapes du cycle de vie d'un système (pour savoir où agir et identifier les objectifs vers lesquels il faudrait tendre pour réduire les impacts);
- le cycle de vie (partiel ou complet) d'un système et celui de ses alternatives (pour vérifier les possibilités d'améliorations) ;
- le cycle de vie (partiel ou complet) d'un système et celui d'un système de référence (ce qui pourrait se traduire par exemple par une analyse de conformité).

A partir de ces quatre types de comparaison, qui forment selon nous les quatre objectifs méthodologiques possibles de l'ACV, on peut décliner les différents domaines industriels possibles d'application de l'ACV, à savoir :

Au niveau de la production :

- aide à la décision sur l'investissement dans les nouveaux procédés ou produits ;
- aide dans l'amélioration des procédés et solutions alternatives :
 - . optimisation de la consommation de matières premières et l'énergie,
 - . réduction des rejets (analogie avec les études déchets),
 - . substitution des substances nuisibles,
 - . mise en place d'une logistique (analogie avec les éco-audit),

Au niveau développement et commercial :

- obtention d'autorisation administrative nécessaire à la réalisation ou au fonctionnement de certains ouvrages (Cf. études d'impacts) ;
- pour le marketing :
 - . distinction par rapport aux produits concurrents
 - . image de marque
 - . certification
- pour l'information du client et du public :
 - . déclaration environnementale
 - . caractéristiques environnementales des produits et des procédés.

Comme nous venons de le voir, l'ACV partielle de certains systèmes est susceptible de s'intégrer dans certaines méthodes « réglementaires ».

Enfin pour finir cette présentation, les différentes compétences nécessaires pour réaliser les étapes de l'ACV sont les suivantes :

Etape de l'ACV	Compétences nécessaires
Définition des objectifs	Méthodologie d'aide à la décision pour déterminer entre scientifique, producteur et utilisateur les objectifs et les systèmes à comparer
Inventaire	Génie des procédés
Classification et caractérisation des impacts	Sciences de l'environnement (Ecologie, Toxicologie et Ecotoxicologie)
Evaluation comparative de impacts	Méthodologie d'aide à la décision

CHAPITRE III :

LES ENJEUX DE LA PORTEE DECISIONNELLE DES ACV

III.1 - POURQUOI LES ACV ?

- L'idée que l'on puisse connaître et quantifier les impacts sur l'environnement générés tout au long du cycle de vie d'un produit ou d'un service suscite beaucoup d'espoirs. Sur cette connaissance pourraient être fondées des actions réellement profitables pour l'environnement, des décisions équitables, une information et une communication solides. L'analyse du cycle de vie désigne cette approche.

- Dans les décennies précédentes, l'objectif principal des politiques environnementales portait sur le contrôle de certaines unités de production jugées particulièrement polluantes. On prend désormais conscience que chaque activité humaine contribue, dans une certaine mesure, à accroître la pression sur l'environnement.

- Au delà d'une politique - qui est maintenue et renforcée - de contrôle des établissements industriels polluants et de réglementation de certains rejets, **une approche plus globale est nécessaire**. En effet :

- une action en un point donné d'un processus de production peut générer, ailleurs et indirectement, d'autres pollutions non contrôlées; il faut une **approche "intégrée"**;

- une part importante des pollutions est engendrée, non au niveau de la production, mais à celui de la distribution et de l'utilisation des produits; il faut penser **"cycle de vie"**;

- une action visant à réduire un type de pollution bien identifié peut entraîner l'augmentation d'une pollution d'un autre type; il faut maîtriser ces déplacements de pollution en adoptant une **vision globale des impacts sur l'environnement**;

- consommer un produit, c'est employer des ressources non renouvelables ou rares, contribuer à des déséquilibres globaux tels que l'effet de serre, produire des déchets,... il faut prendre en considération, outre la pollution, ces autres **"facteurs d'impact"**.

- **L'approche par "Analyse du cycle de Vie" (ACV) répond à ces nouveaux enjeux.** L'ACV est, en effet, une méthode de quantification des impacts sur l'environnement, reposant sur un inventaire des facteurs d'impacts pour un produit, un procédé ou une activité, depuis l'extraction des matières premières jusqu'aux étapes d'élimination ou de recyclage.

III.2 PERTINENCE DES FONDEMENTS DE L'APPROCHE ACV

- **Premier avantage : la dimension holistique**

Si l'on admet que tous les impacts environnementaux liés à un système de production industrielle résultent en dernière analyse d'une modification de la répartition des flux de matière et d'énergie, l'approche ACV est particulièrement pertinente dans la mesure où elle repose sur une comptabilité analytique de ces flux.

• **Deuxième avantage : la répartition justifiée des responsabilités**

L'ACV est considéré comme un puissant outil d'amélioration des filières industrielles dans la mesure où elle permet de faire porter les efforts sur les points clés d'une filière.

• **Troisième avantage : éviter les déplacements de pollution**

L'utilisation dynamique des ACV dans un processus d'amélioration permet d'anticiper et de contrôler les déplacements de pollution :

- déplacements dans la filière,
- déplacements géographiques,
- déplacements qualitatifs par changement de milieu récepteur ou d'effet.

III.3 PORTEE DES ACV : 5 EXEMPLES D'UTILISATION POUR L'AIDE A LA DECISION

III.3.1 Pour définir, orienter et justifier une politique publique

Exemple : comparaison et choix des filières en matière de gestion des déchets ménagers

Dans un contexte réglementaire en pleine évolution, les modes de traitement les plus répandus sont remis en question.

Or, chacun des types de collecte et de traitement a, du point de vue de l'environnement, comme de l'économie, ses points forts, ses points faibles et bien sûr aussi ses défenseurs et ses détracteurs.

L'élaboration, au niveau européen de la directive emballages visant à définir des objectifs à atteindre en termes de valorisation des emballages constitue un bon exemple de controverse dans ce domaine.

Sous l'influence des pays d'Europe du Nord, des taux minimum de recyclage (élevés par matériaux) étaient fixés et une hiérarchisation stricte des modes de valorisation était préconisée. Par ordre décroissant de valeur pour l'environnement : réutilisation, recyclage matière, incinération avec récupération d'énergie, incinération, mise en décharge.

Sous l'influence de la France (Ministère de l'environnement - Ecobilan) démontrant par l'exemple et à l'aide d'ACV l'absurdité du recyclage poussé à l'extrême et démontrant, à l'inverse, la qualité écologique de l'incinération propre pour certains matériaux comme les plastiques, la deuxième version de la directive supprimait la hiérarchie stricte de ces modes de valorisation et fixait des taux maximum de recyclage matière.

La directive définitive parue fin 94 impose aux Etats membres la valorisation d'au moins 50% de leurs emballages avant juillet 2001, mais ne mentionne pas de hiérarchie entre les modes de valorisation et fixe des taux minimum de recyclage matière par matériau assez bas (15%).

III.3.2 Pour l'aide au choix de procédé et de filière de traitement des déchets

Exemple : la mairie de Paris étudiait en 1993 la possibilité de mettre en place une collecte sélective de bouteilles d'eaux minérales en PVC et PET en vue de leur recyclage.

Une démarche ACV a été mise en oeuvre pour comparer deux solutions de collecte et de traitement des ordures ménagères par la modélisation suivante :

- solution de référence : l'ensemble des ordures ménagères est collecté puis incinéré et de la vapeur pour chauffage urbain est produite. Les produits PVC et PET sont produits avec du plastique vierge;
- solution prospective : une fraction des bouteilles en PVC et en PET est collectée sélectivement. Dans le cadre d'un jeu d'hypothèses prospectives, ces plastiques sont envoyés en filières de recyclage (PVC recyclé en tubes d'assainissement bi-peaux et substitué à du PVC vierge; PET recyclé en fibres de rembourrage pour vêtements et substitué à du PET vierge). Le reste des ordures ménagères est toujours incinéré dans les mêmes conditions.

Dans la situation prospective, l'incinération des O.M. permet de produire moins de vapeur, car les bouteilles plastiques maintenant déviées vers le recyclage contribuaient fortement à produire de l'énergie dans la situation de référence.

Ainsi, pour produire autant de vapeur que dans la situation de référence, il a été posé l'hypothèse de la fabrication classique de vapeur à Paris : avec des chaudières à charbon (75%) et au fuel (25%).

Dans cette étude, le passage de la situation de référence à la situation prospective s'est traduit notamment par :

- l'augmentation de l'effet de serre et de l'acidification atmosphérique;
- la diminution de l'eutrophisation et de l'épuisement des ressources non renouvelables.

La décision d'introduire la collecte sélective du PVC et du PET n'est donc apparu ni globalement pertinente, ni entièrement à rejeter.

Comment aider le décideur dans ces conditions ?

A défaut de méthode s'appuyant uniquement sur des critères scientifiques, l'utilisation de critères propres au décideur permet de hiérarchiser les problèmes environnementaux. Ces critères peuvent concerner :

- la géographie : le flux survient-il sur le territoire dépendant du décideur ou en dehors ?
- les préoccupations prioritaires : eau, air, déchets,
- la quantité : le flux est-il, en quantité, important ?
- le coût,
- ...

Dans le cas de l'étude de la mairie de Paris, en privilégiant les critères suivants :

- géographie : flux survenant sur le territoire;
- préoccupations prioritaires : pollution de l'air;
- quantité : flux importants;

la décision de conserver la situation de référence et de ne pas mettre en place la collecte sélective du PVC et du PET a été jugée plus favorable en terme d'impacts sur l'environnement.

III.3.3 Pour l'aide au choix d'investissement ou d'optimisation de procédé

Exemple : Le constructeur automobile FORD et le chimiste BP Chemicals étudiaient en 94-95 la portée d'un choix industriel majeur : pour se conformer à la réglementation visant à réduire les émissions de COV au cours de la phase de mise en peinture des véhicules sur le site du constructeur, est-il plus pertinent de réduire la pollution à la source (i.e., investir dans de nouveaux procédés permettant l'application de peintures hydrodiluable) ou bien d'optimiser les procédés (i.e. investir dans une unité de traitement d'air sur le site) ?

Deux solutions ont été comparées :

- solution de référence : les rejets de COV dus à l'utilisation de solvants sont réduits par l'installation d'une unité de traitement d'air sur le site;
- solution alternative : les rejets de COV sont éliminés par substitution des matières premières (remplacement des peintures solvantées par des peintures hydrodiluable) et par reconfiguration de la ligne d'application des peintures.

Comme dans l'exemple précédent, mais sans entrer dans les détails, ici aussi les résultats présentés entraînent des conclusions équilibrées : pour un certain nombre de critères environnementaux la solution de référence est préférable, tandis que pour d'autres c'est l'inverse.

L'étude rapporte par ailleurs, que dans le cas particulier étudié, les spécificités des sites industriels influencent davantage les résultats que le choix des matières premières utilisées.

La conclusion de cette étude basée sur les seuls résultats de l'inventaire (sans analyse des impacts et sans analyse multi-critère) est que, dans le cas précis des sites et systèmes étudiés, le type de peinture utilisée n'est pas le critère déterminant pour justifier le choix technologique.

III.3.4 Pour l'aide à la conception de nouveaux produits

L'aide à la conception des produits est l'une des applications croissantes des ACV.

Quelques exemples :

En 1991, la Fédération des Industries suédoises a développé un outil d'aide à la conception des produits (EPS) fondé d'une part sur une démarche de type ACV (partielle) et d'autre part sur une méthode spécifique d'analyse multi-critères aboutissant à l'établissement d'un score environnemental unidimensionnel. Cette méthode est aujourd'hui mise en oeuvre et revendiquée publiquement par Volvo.

En 1992-93, Procter & Gamble diffuse un logiciel d'aide à l'amélioration de la qualité écologique des emballages.

En 1995, le constructeur allemand BMW publie une méthode d'aide à la conception des pièces automobiles, qui s'appuie sur la logique ACV tout en l'élargissant pour coupler critères environnementaux et économiques, à l'aide d'une approche de type coût-efficacité.

En 1995, PHILIPPS publie "sa" méthode ACV pour l'aide à la conception des produits. Développée par une équipe nationale composée d'experts-consultants (Pré-consultants) et d'universitaires (TNO), cette méthode est une alternative à la méthode EPS; elle aboutit elle aussi à un score environnemental unidimensionnel.

Conclusion : l'application des ACV à la conception de produit permet :

- l'étude exhaustive des différentes options envisagées par la recherche;
- le partage des responsabilités avec les fournisseurs et les acteurs aval;
- d'orienter les travaux de recherche.

Au total, cette approche permet un travail intégré avec l'ensemble des acteurs d'une filière industrielle de production.

III.3.5 Pour la recherche d'améliorations

Exemple théorique : dans le cadre d'une politique d'amélioration de la qualité environnementale d'un produit, un industriel décide d'atteindre pour objectif une réduction des émissions de NOx, grâce à un nouveau procédé de traitement.

Dans ce cadre, l'ACV permet d'étudier la pertinence de cette décision et d'identifier le levier d'action le plus adéquat.

Sur la base de l'ACV, il peut être constaté :

- que 10% seulement des émissions de NOx du cycle de vie du produit proviennent du site lui-même. Une réduction de 50% des NOx sur site permet donc une réduction de 5% seulement du total;
- que le procédé de traitement retenu est responsable lors de la fabrication des consommables d'une émission de NOx double de celle qu'il permet d'économiser. Une réduction de x% des NOx sur site s'accompagnerait donc d'une augmentation des rejets sur l'ensemble du cycle de vie;
- que la majorité des émissions de NOx proviennent de l'étape de transport des marchandises et que le site est essentiellement impliqué dans les rejets d'effluents liquides.

Conclusion : l'approche ACV permet d'une part de démontrer la contre-productivité de la décision initiale (la mise en oeuvre du procédé s'accompagnerait d'une augmentation des émissions sur l'ensemble du cycle de vie), et d'autre part d'identifier le levier d'amélioration le plus pertinent pour atteindre un objectif environnemental défini (la réduction des émissions de NOx devrait être recherchée au niveau de l'étape de transport).

III.4 MARCHÉ ET USAGE DES ACV :

Nous présentons ici quelques informations sur le marché et l'usage actuel des ACV, qui pourraient intéresser les industriels de RECORD.

Marché des ACV (y compris labellisation des produits) :

- en Europe, en 1995 : 26 millions de \$ US ;
- Etats Unis : sur un budget de 6,5 milliards de \$ US, 2,5 milliards sont consacrés aux ACV et labellisation ;
- au Japon : 70 millions de \$ US.

Réalisation des ACV dans les pays (source Rubik, IOW, 1994) :

Pays	% (sur un total de 274 études publiées)
Allemagne	40
Suisse	18
Etats Unis	11
Autres	31

Types de systèmes étudiés (source Rubik, IOW, 1994) :

Type de système	% (sur un total de 274 études publiées)
Emballages	36,9
Hygiène et nettoyage	11,7
Matériaux de construction	9,1
Energie	8,8
Matériaux	8,4
Transport	4,0
Déchets	3,6
Agriculture	3,3
Quincaillerie	3,3
Produits électrotechniques	2,6
Papier et produits d'impression	2,6
Divers	5,7

Nota : une liste (non exhaustive) des équipes travaillant sur les ACV et des différents systèmes étudiés que nous avons recensés sont présentés en annexe.

Commanditaires des ACV (source Rubik, IOW, 1994) :

Commanditaires	% (sur un total de 274 études publiées)
Entreprises	23
Institutions publiques	18
Travaux universitaires	10
Secteurs économiques (branches)	8
Programme de recherche	4
Associations environnementales	3
Organisations de consommateurs	1
Commanditaire non connu	33

Coût des ACV :

SPOLD a élaboré une grille des coûts pratiqués actuellement en Europe en fonction de la durée de l'étude :

Durée de l'étude	Coût
Quelques semaines	< 8.000 Euros
Quelques mois	8.000 < < 75.000 Euros
Plus d'un an	> 75.000 Euros

III.5 APPORTS DE LA METHODOLOGIE DES ACV AUX PROBLEMES DE DECISION DES INDUSTRIELS

Les ACV sont qualifiées par les anglo-saxons de "goal dependent" (dépendant des objectifs).

Ainsi s'expliquent les divergences constatées entre des ACV d'origines différentes, mais portant sur des procédés ou produits identiques : les ACV étaient construites pour répondre à des questions différentes, voire à la même question mais dans des contextes décisionnels différents (décideur unique, décideur multiple,...).

III.5.1 - Les réponses apportées par les ACV :

La méthodologie des ACV appliquée aux problèmes décisionnels indiqués au paragraphe précédent permet de répondre à un certain nombre de questions :

- établir, avec une démarche rationnelle et transparente, la liste des points forts et faibles de différentes solutions alternatives;
- déceler les paramètres sensibles, les leviers sur lesquels il sera possible d'agir d'un point de vue réglementaire ou technique pour améliorer les solutions existant actuellement; on peut de plus mesurer l'amélioration apportée par le progrès technique;
- comparer différentes options techniques encore à l'étude;
- définir la liste des points sur lesquels des expériences et des mesures complémentaires pourront affiner les résultats, dans le cas où l'incertitude sur les données est grande (exemple : cas de la décharge de classe II, véritable bioréacteur naturel, où les matières organiques fermentent pendant des dizaines d'années).

III.5.2 - Avantages et limites de la méthode générique :

La méthodologie des ACV possède les avantages suivants :

- elle se prête bien à la simulation informatique;
- elle peut combiner un inventaire des flux économiques à celui des flux matière et constituer un véritable outil de gestion;
- elle peut fournir la base d'un outil multi-critères d'aide à la décision (cf exemples du chapitre précédent).

Cependant, comme toute modélisation, il faut rappeler que cette méthode a les limites propres à toute entreprise de cette nature :

- **la qualité des résultats dépend de la qualité des données qu'on y apporte;**
d'où l'enjeu stratégique du contrôle des bases de données (position française du couple Ademe-Ecobilan) et de la définition des critères de qualité associés.
- **les résultats dépendent des hypothèses posées et de la définition même du problème**
d'où l'enjeu stratégique du contrôle des principes et des règles méthodologiques (normalisation: position française défendue à l'ISO)

III.5.3 - Périmètre d'application des ACV :

1- Décision sur le choix de procédé ou de filière d'élimination des déchets :

exemple : faut-il sur un site industriel particulier, brûler les déchets d'emballage plastiques, ou les laver et les déchiqueter pour recycler le plastique ?

2 - Décision d'investissement ou d'optimisation des procédés existants

exemple : pour limiter les émissions de COV, faut-il investir dans un traitement d'air du site de production, ou changer de procédé de production afin d'utiliser des matières premières non solvantées, ou simplement réduire les rejets de COV d'une autre étape du cycle de vie ?

3 - Décision sur la conception de produits ou de services nouveaux

exemple : quels seraient les impacts amont (consommation de matières premières, pollution de nouveaux procédés mis en oeuvre) et aval (quantification des impacts à l'utilisation, fin de vie) d'un produit qui serait développé en utilisant un nouveau couple matériau/process ?

4 - Décision sur l'organisation de la logistique

exemple : pour améliorer la qualité environnementale d'un produit ou service, quel serait l'incidence d'une réorganisation logistique (choix du mode transport, ...) ?

5 - Décision sur la définition d'une politique publique

exemple : discussions sur la directive emballage de la communauté européenne, et redéfinition des objectifs visés en matière de recyclage et de valorisation énergétique.

6 - Décision sur l'élaboration des critères d'un écolabel

exemple : pour définir les critères pertinents à retenir dans une catégorie de produits donnée pour l'attribution d'un écolabel (approche communautaire).

III.6 - PUISSANCE ET LIMITES DE L'OUTIL ACV

III.6.1 - Permettre une approche dynamique des problèmes d'environnement

- La vision d'ensemble d'une filière industrielle, couplée à des analyses de sensibilité des résultats à différents facteurs, peut permettre d'anticiper les possibles déplacements de pollution.
- L'ACV peut s'appliquer à décision aussi bien au niveau micro-économique (sur un site industriel par exemple) que macro-économique (définition de politiques publiques).
- Dans un processus décisionnel, l'ACV permet de bien séparer ce qui est du ressort de la quantification objective, de ce qui relève de la politique, des priorités et des choix de sociétés.

III.6.2 - Les limites intrinsèques

- L'ACV ne concerne que les données quantifiables : les aspects qualitatifs ne sont pas intégrés pour l'instant (atteinte à l'esthétique du paysage et des sites par exemple).
- Beaucoup de mécanismes d'impacts sur l'environnement sont méconnus et font l'objet de recherches. Chaque avancée dans ce domaine réduit l'incertitude de l'interprétation.
- Comparer n'est pas forcément classer

L'inventaire du cycle de vie - et sa traduction en termes d'impacts sur l'environnement - met en évidence des points forts et des points faibles relatifs pour chacun des systèmes étudiés.

La comparaison entre plusieurs solutions alternatives portera sur ces divers points forts et points faibles.

Au total, l'ACV doit être défini comme un outil d'aide à la décision dont la portée se limite à la comparaison entre décisions alternatives (bilan comparé des points forts et faibles relatifs) et à la génération d'options (identification des leviers d'amélioration), sans classement entre les solutions étudiées.

L'ACV peut cependant constituer la base d'un outil d'aide à la décision plus intégré et plus performant, qui permette le classement entre solutions alternatives. Pour cela, la méthode ACV doit être couplée à une méthode d'analyse multi-critère.

Parler d'ACV en tant qu'outil d'aide à la décision est donc une source de confusion importante car on ne distingue pas les deux options présentées ci-dessus: selon les objectifs visés, l'ACV peut être ou bien considéré comme un véritable outil d'aide à la décision (objectif = recherche d'amélioration) ou bien simplement comme un système d'information (objectif = classer ou hiérarchiser les solutions étudiées).

EN CONCLUSION :

Les points forts :

- la prise en compte du cycle de vie du système dans l'analyse de son impact global, ce qui permet :
 - . de connaître et de maîtriser les transferts de pollution,
 - . d'acquérir de la connaissance sur les systèmes de production et de consommation (Ex : l'ACV d'un détergent a montré que 50% de la consommation énergétique totale du cycle de vie se situait au niveau du stade consommation),
 - . de remettre en question des idées reçues (Ex : Intérêt du recyclage dans le domaine de l'environnement ?)
- les objectifs des ACV dans l'industrie ont concerné plus l'identification d'options d'amélioration des systèmes que le classement hiérarchique de plusieurs systèmes concurrents. Généralement, les améliorations consécutives aux résultats de l'ACV ont visé une substitution ou une réduction de consommation.

Les points faibles :

- Une ACV complète n'a jamais été publiée (voire réalisée) :
 - . difficulté d'étudier tout le cycle de vie d'un produit ;
 - . la plupart des études se sont arrêtées à l'étape de l'inventaire (étapes suivantes jugées trop subjectives).
- La plupart des ACV n'ont eu qu'une utilisation nulle ou très réduite :
 - . non prises en compte des conditions locales dans l'évaluation de l'impact ;
 - . impératifs économiques non considérés ;
 - . problèmes méthodologiques (objectif mal explicité, inventaire trop volumineux pour être utilisé comme outil d'aide à la décision).
- Variabilité dans les résultats des études : elle peut s'expliquer par une différence :
 - . d'objectif,
 - . de systèmes à comparer,
 - . de qualité des données,
 - . de représentativité des données (zone géographique, période de référence, ...),
 - . de durée de vie des produits,
 - . de règles d'allocation,
 - . de choix méthodologique pour les indicateurs d'impacts.
- Pour la plupart des ACV réalisées, aucune révision critique n'a été faite.

III.7 - RECHERCHE ET NORMALISATION

III.7.1 - Une méthode en pleine évolution

La phase d'inventaire est aujourd'hui celle qui fait l'objet du plus grand consensus quant à ses principes généraux. Il faut cependant stabiliser les règles et les pratiques.

L'interprétation dépend quant à elle en grande partie de l'état des connaissances scientifiques (par exemple : influence des rejets dans les milieux aquatiques, devenir des polluants dans les sols,...).

Le couplage de l'ACV à une méthode d'analyse multi-critères, dans la perspective de l'aide à la décision, fait l'objet de nombreux travaux isolés, selon les besoins spécifiques de chaque utilisateur.

III.7.2 - La normalisation

1 - Normalisation française

En France, une commission de normalisation des ACV a été mise en place au sein de l'AFNOR. Les travaux se sont articulés en trois domaines :

- méthodologie : déroulement général d'une méthodologie correctement employée et points de transparence sur les options méthodologiques retenues;
- déontologie : règles de travail entre partenaires et précautions à prendre dans le cas d'une communication externe des résultats des ACV;
- terminologie : définition des termes utilisés dans le contexte de la norme.

Dans son principe, cette norme (NF X30-300, 1996) revient à distinguer dans les ACV :

- les aspects normalisables (déroulement général de la méthode et règles de transparence);
- les choix méthodologiques (à définir selon les objectifs précis de chaque étude, par exemple : règles de construction du système, règles d'imputation,...);
- les domaines de recherche ouverts, pour lesquels on peut définir un certain nombre de gardes fous, ou d'erreurs à éviter (règles d'interprétation non adaptées,...).

2 - Normalisations internationales

ISO :

La normalisation du déroulement et de l'utilisation des ACV se déroule actuellement au niveau mondial, à l'ISO (Comité technique TC 207, sur le "Management environnemental").

Six normes ISO (série 14 000) sont actuellement en cours d'élaboration; elles peuvent être classées en deux catégories selon qu'elles concernent le management de l'organisation ou le management des produits :

- Management de l'organisation :
 - système
 - audit
 - évaluation des performances
- Management des produits :
 - analyse du cycle de vie
 - étiquetage
 - la conception des produits.

Le présidence du sous-comité chargé des ACV (SC5) est confiée à l'Allemagne et la France en assure le secrétariat technique. Les travaux de ce sous-comité ont débuté en automne 1993.

CHAPITRE IV : ETAT DE L'ART

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) d'un système est une approche ayant pour objectif l'évaluation environnementale de tout système. Dans sa conception actuelle, la réalisation d'une ACV se déroule en quatre étapes, après avoir défini les objectifs visés :

1 - L'inventaire des flux de matières et d'énergies : il est construit à partir du bilan matière-énergie aux frontières (spatiales et temporelles) du cycle de vie étudié.

A l'issue de cette étape, les flux élémentaires sont quantifiés par rapport à une unité fonctionnelle préalablement définie.

2 - La classification des fonctions environnementales et le rangement des flux dans chaque classe de fonction. Cette étape consiste d'abord à choisir le ou les critères permettant de dresser une liste de fonctions environnementales (par exemple des impacts) ; puis, pour chaque fonction définie, l'ensemble des flux de l'inventaire mis en cause sont identifiés qualitativement (un même flux pouvant appartenir à plusieurs classes, et chaque classe pouvant contenir plusieurs flux).

A l'issue de cette étape, les classes de fonctions environnementales sont définies et les flux impliqués dans chaque fonction sont identifiés.

3 - La caractérisation quantitative des fonctions environnementales à partir des flux inventoriés. Cette étape consiste i) à définir, pour chaque classe, la règle de calcul qui permettra de quantifier la contribution spécifique de chaque flux appartenant à la classe considérée, ii) à calculer, pour chaque classe, la contribution quantitative de chaque flux, iii) à agréger, au sein de chaque classe, les grandeurs ainsi produites.

A l'issue de cette étape, chaque fonction environnementale est quantifiée et chapitrée à l'unité fonctionnelle étudiée.

4 - L'évaluation globale des fonctions environnementales. Cette étape consiste à comparer les différentes fonctions environnementales quantifiées.

A l'issue de cette étape, l'impact environnemental global du cycle de vie est évalué et comparé à celui d'autres cycles de vie rendant le même service.

L'objet de ce chapitre IV est de présenter la réalisation de chacune de ces étapes.

IV.1 INVENTAIRE :

IV.1.1 Définition des objectifs :

Les objectifs et les utilisations d'une ACV doivent être clairement explicités car ils déterminent le choix de la méthode et influent donc sur les résultats de l'étude. Rappelons que les objectifs de l'ACV peuvent être une comparaison du risque d'impact environnemental :

- de systèmes concurrents rendant le même service ;
- des étapes du cycle de vie d'un système ;
- du cycle de vie d'un système et de celui de ses alternatives ;
- du cycle de vie d'un système et de celui d'un système de référence.

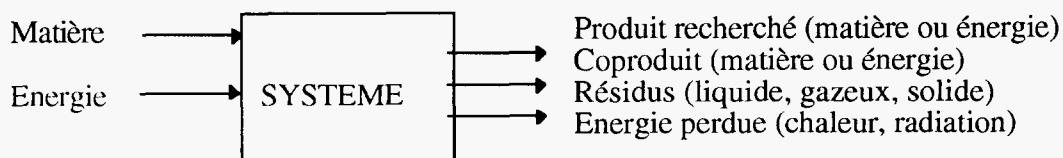
Choix des systèmes à comparer :

Ce choix dépend de la représentativité des systèmes :

- Représentativité technique : niveau technologique ;
- Représentativité géographique : un site, une moyenne régionale, nationale, européenne ;
- Représentativité temporelle : données sur le fonctionnement moyen du système sur 1 an (durée minimale pour intégrer les variations saisonnières), 5 ans, 10 ans ;
- Représentativité des systèmes en terme de parts de marché.

Détermination des limites des systèmes :

Les limites d'un système sont définies par ses entrées et sorties :



Le CML classe les entrées et les sorties en flux élémentaires (matière et énergie issues de systèmes environnementaux) et flux non élémentaires (matière et énergie issues de systèmes anthropiques) :

	Entrées	Sorties
Flux élémentaires	Matière brute : - minerais à l'état brut - eau pompée dans les écosystèmes aquatiques Energie : solaire, éolienne	Effluents gazeux rejetés dans l'air Effluents liquides rejetés dans les eaux de surface Déchets en décharge ou résidus de la décharge* Polluants sur les sols Radiations ionisantes Chaleur perdue
Flux non élémentaires	Matière première énergétique et non énergétique utilisable Vapeur Electricité	Produit recherché Coproduits Résidus liquides, gazeux et solides à traiter

* : Certains considèrent la décharge comme un système environnemental, d'autres comme un système anthropique.

Le cycle de vie d'un système correspond au plus petit système permettant d'assurer la fonction étudiée, dont toutes les entrées et les sorties ne sont que des flux élémentaires. Notons que certains flux élémentaires sont difficilement modélisables, comme par exemple ceux issus des systèmes forestiers et agricoles et de la décharge. On remarque que dans l'analyse d'un cycle de vie complet, aucune donnée énergétique (kWh, joules, ...) ne figure dans l'inventaire ; ces données sont remplacées par des quantités de matières premières et de résidus ; ceci contribue à une meilleure prise en compte de l'impact de l'énergie. Toutefois, comme les ressources énergétiques constituent le facteur limitant des systèmes anthropiques, l'évaluation de l'efficacité énergétique de ces systèmes doit être prise en compte dans l'analyse des impacts à partir de leur rendement énergétique global (Cf. Thèse ROUSSEAU).

Le SC5 comprend 5 groupes de travail :

- le GT1 confié aux **Etats-Unis** travaille sur les **principes généraux**;
- le GT2 confié à l'**Allemagne** rédige une proposition de méthodologie des **inventaires** de cycle de vie;
- le GT3 confié au **Japon** rédige une proposition concernant les **inventaires** de cycle de vie appliqués à des cas particuliers (acier, fibres textiles,...);
- le GT4 confié à la **Suède** rédige une proposition de normalisation des méthodes d'**évaluation des impacts** sur l'environnement;
- le GT5 confié à la **France** rédige une proposition de normalisation des méthodes de **recherche d'amélioration**.

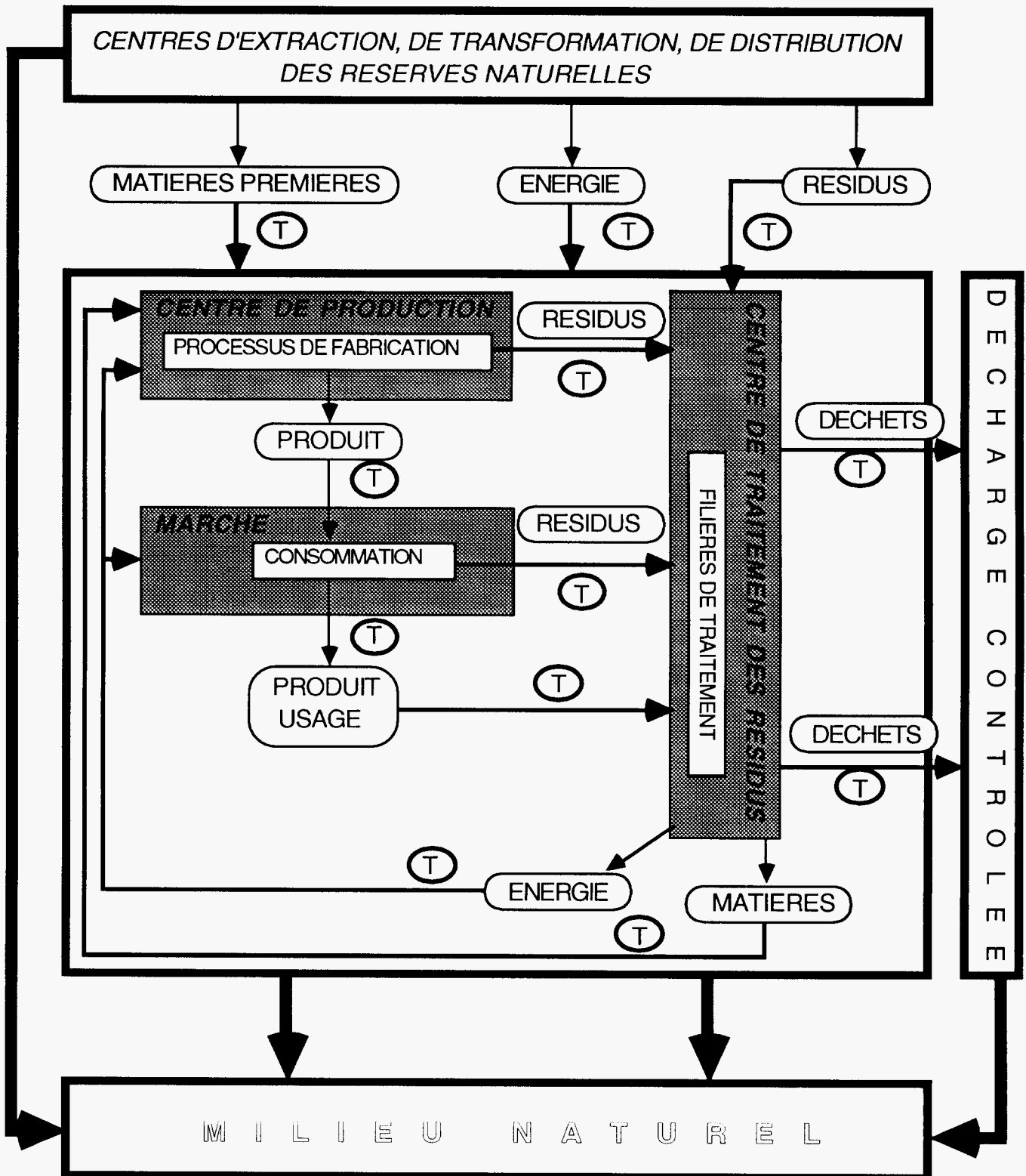
CEN :

Le Comité européen de normalisation (CEN) a attaché l'un de ses comités techniques, le TC 261 à l'élaboration de règles standard concernant la terminologie, les dimensions, les capacités, la fabrication, les méthodes de test, les exigences d'aptitudes à l'emploi des emballages. Le TC 261 a mis en place un groupe de travail sur les analyses de cycle, ayant pour objectif d'établir des règles terminologiques et des critères pour l'application de l'analyse aux emballages (TC261/SC4/WG1/TG2). Il est prévu que les activités ISO et CEN soient coordonnées entre elles, ainsi qu'avec les initiatives de l'OCDE.

CSA :

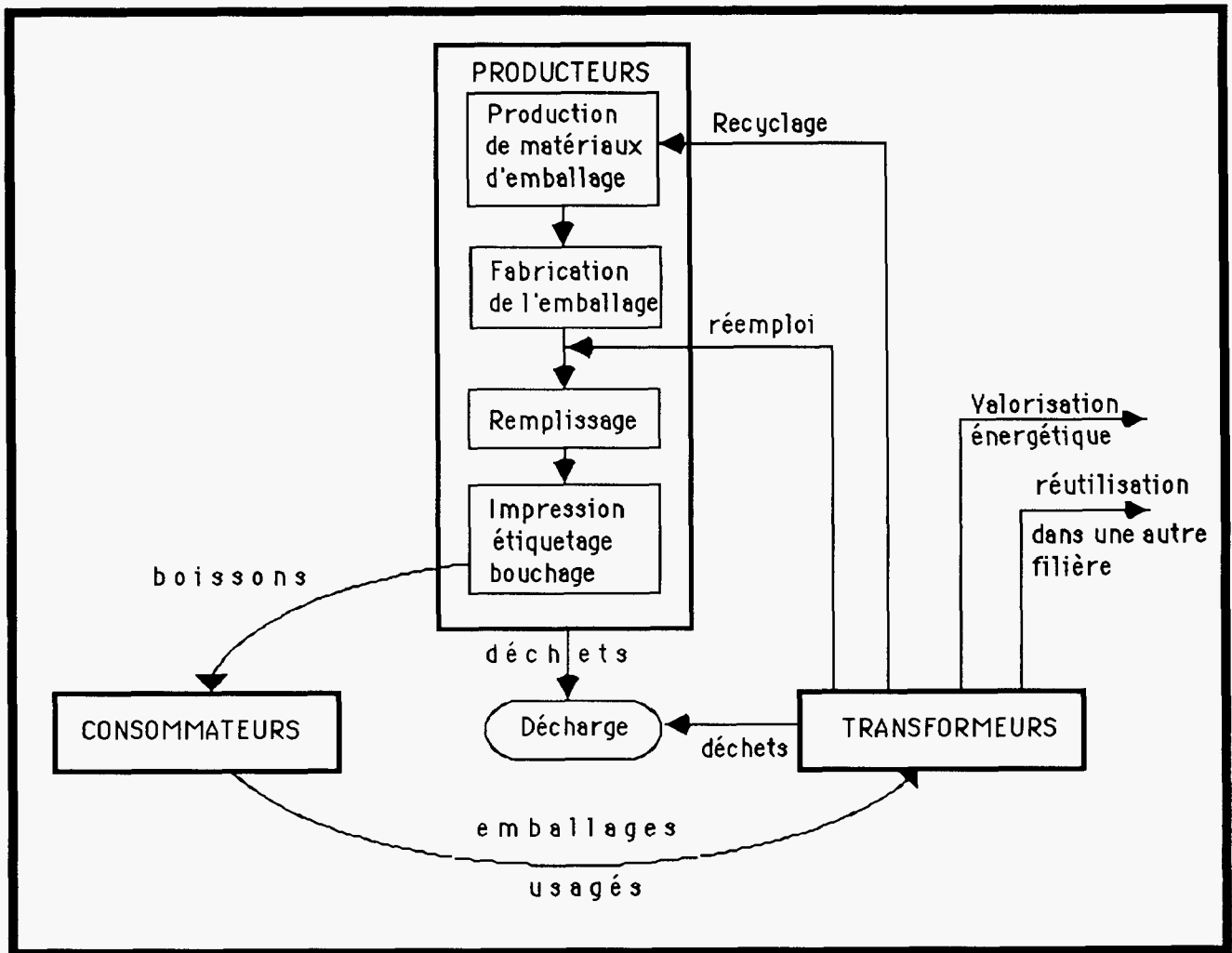
L'Association canadienne de normalisation (CSA) développe une démarche de normalisation qui est sur le point d'aboutir à la proposition d'une méthodologie générale pour les ACV.

Synopsis du cycle de vie d'un produit (ROUSSEAU)



(T) : Ce symbole est relatif aux opérations de transport.

Exemple de cycle de vie : emballages pour boisson (ROUSSEAU)



- Choix des composantes des systèmes :

Dans la réalité, les différentes phases du cycle de vie d'un produit sont plus complexes que celles prises en compte jusqu'à maintenant dans les ACV ; selon HABERSATTER, l'ACV complet d'un système devrait considérer les trois domaines partiels suivants :

- "les procédés et les modes de transport",
- "les infrastructures et l'équipement",
- "les activités humaines".

Les deux derniers domaines sont négligés dans la plupart des études, principalement du fait des difficultés de quantification. Selon BOUSTEAD, sur la durée de vie moyenne des systèmes industriels, la consommation énergétique de l'équipement et de l'activité humaine est négligeable par rapport à celle de la production. Certes, plus la durée de vie d'un équipement est grande, plus la contribution de cet équipement à l'impact global sera faible, mais plus l'innovation, et donc les améliorations environnementales, seront difficiles à mettre en oeuvre.

- **Choix de l'unité fonctionnelle :**

De façon précise, l'ACV d'un système est établie sur la base d'une fonction. Cette fonction est remplie par une étape du cycle de vie du système considéré ou des systèmes substituables. Cette unité, qui est la base de comparaison, est définie avec précision à partir de l'objectif de l'étude, de son utilisation et de la fonction étudiée ; elle doit prendre en compte à la fois une unité de produit, une unité de fonction et une unité de temps, les quantités retenues pour ces 3 unités étant généralement arbitraires. Par exemple, en supposant que les produits à tester soient des peintures, la quantité de peinture pour couvrir une surface déterminée durant un certain temps est, dans ce cas, une unité fonctionnelle possible.

Le choix de cette unité est très important car le bilan écologique d'un système peut changer selon l'unité fonctionnelle retenue. Plus le degré de spécification de l'unité fonctionnelle est grand, plus l'ensemble des systèmes remplissant cette fonction sera restreint et plus la qualité de la fonction sera prise en compte.

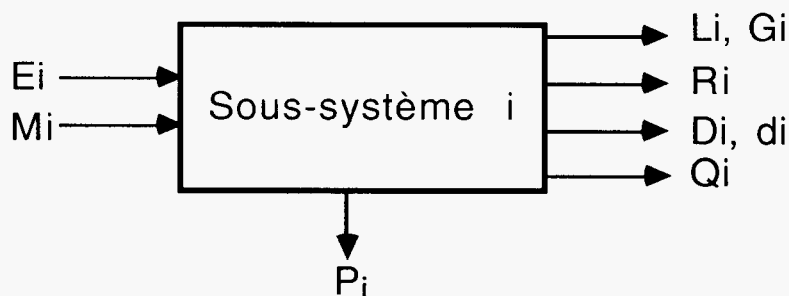
Cette unité peut être multifonctionnelle. Par exemple, on peut considérer que l'usine d'incinération des ordures ménagères (UIOM) comporte 2 fonctions : le traitement de ces déchets et la production de chaleur ; de cette façon, le LAEPSI a pu comparer l'ACV d'une UIOM à celui des couples (producteur de chaleur ; filière de traitement des déchets).

En conclusion, une ACV ne peut être sérieusement validée que si les objectifs de l'étude et les limites du système pris en compte sont clairement formulés.

IV.1.2 Inventaire :

Cette deuxième phase consiste à faire des **bilans sur les matières et les énergies** utilisées et rejetées par les systèmes définis au préalable. Plus le découpage du système en sous-systèmes est fin, plus l'inventaire sera facile à établir et plus l'origine des impacts pourra être analysée avec précision.

Pour chaque sous-système i , on recense et quantifie le flux des entrants et des sortants suivants :



où :

- E_i : énergie entrant dans le sous-système i ;
- M_i : matières entrant dans le sous-système i ;
- P_i : production (matière ou énergie) du sous-système i ;
- L_i : effluents liquides du sous-système i ;
- G_i : effluents gazeux du sous-système i ;
- R_i : sous-produits ou matières recyclés du sous-système i ;
- D_i : déchets du sous-système i à traiter ;
- d_i : déchets du sous-système i mis en décharge ;
- Q_i : énergie du sous-système i perdue.

On définit précisément la spéciation (forme physico-chimique) des substances et le type d'énergie utilisée.

Les données doivent ensuite être converties en grandeurs susceptibles de figurer dans le bilan (masse, volume, ...).

La vérification du principe de la conservation de la matière est utile à la validation du bilan :

$$\text{Entrée} = \text{Production} + \text{Accumulation} + \text{Sortie}$$

Où :

Entrée : entrants du sous-système

Accumulation : matières stockées dans le sous-système

Production : matière (ou produit) recherchée sortant du sous-système

Sortie : sortants non recherchés du sous-système

Soit :

$$M_i = L_i + G_i + R_i + P_i + D_i + d_i + A_i$$

avec, A_i : matières stockées dans le sous-système i

L'existence d'erreurs est concomitante à l'élaboration d'un tel bilan, ce que l'on peut formuler sous la forme :

$$\Delta \text{Bilan} = \Delta \text{Entrée} + \Delta \text{Production} + \Delta \text{Accumulation} + \Delta \text{Sortie}$$

Soit :

$$\Delta \text{Bilan} = \Delta L_i + \Delta G_i + \Delta M_i + \Delta R_i + \Delta P_i + \Delta D_i + \Delta d_i + \Delta A_i$$

Remarque : le bilan matière-énergie de différentes installations peut présenter des différences significatives. Afin d'éviter des généralisations souvent fausses sur les résultats, il convient de mentionner la représentativité du système (le nom du process, la date de construction, le lieu de l'installation étudiée, ...).

On comptabilise ainsi les entrants (matières premières et énergies consommées) et les sortants (produit, coproduit, rejets dans l'air, l'eau et déchets solides) pour tout ou partie du système étudié. On ramène ensuite toutes les données à l'unité fonctionnelle.

La réalisation de ces bilans soulève trois remarques principales :

a) La première est relative au nombre important d'entrants et de sortants à prendre en compte. C'est ainsi que, par exemple, dans un souci de simplification, certains auteurs proposent de négliger les consommations de matières premières et les émissions en fonction de leur :

- contribution massique (si leur quantité est inférieure à un certain pourcentage, généralement $\leq 10\%$),
- contribution énergétique,
- impact environnemental.

Ces règles simplificatrices, admissibles pour certains entrants et sortants, peuvent parfois fausser de façon notable l'analyse des impacts lorsqu'elle porte sur des substances fortement toxiques. A notre avis, seule la troisième règle de simplification (par rapport à l'impact) est acceptable ; en revanche, elle ne peut être appliquée que dans la troisième phase de l'ACV.

b) Un second problème d'ordre méthodologique est celui que l'on peut rencontrer au niveau de "l'allocation d'impacts des co-produits" : quand un process génère plusieurs produits, la question qui se pose est celle de la proportion d'entrants et de sortants (et donc de risques d'impact) qu'il faut attribuer à chacun des produits. Cette attribution peut être déterminée au prorata des masses, de la stoechiométrie (pour une réaction chimique), du contenu énergétique ou encore des valeurs économiques des différents produits. HUPPES (CML) illustre ces différentes procédures par l'exemple présenté à la page suivante.

Les procédures d'allocation les plus employées sont « au prorata des masses » et « au prorata de la valeur économique » ; elles sont souvent critiquables car elles ne reflètent pas toujours la réalité en ce qui concerne l'attribution des impacts.

Prenons l'exemple d'un process pharmaceutique produisant 0,1 kg d'un médicament avec 99,9 kg de co-produits ; si l'on détermine l'allocation d'impact au prorata des masses, l'impact attribué à ce médicament pourra être considéré comme très faible, voire négligeable, par rapport aux impacts de la production de médicaments équivalents générant peu de co-produits. Pour ce qui est de l'attribution des impacts écologiques au prorata des valeurs économiques, cette procédure ne nous paraît pas, en l'état, scientifiquement acceptable.

Ce problème d'allocation fait actuellement l'objet de nombreux travaux et, tout particulièrement, de la thèse de Doctorat de SCHNEIDER préparée au LAEPSI.

c) Il faut enfin souligner le fait d'importance fondamentale que constitue la grande insuffisance des banques de données. En effet, bien que la méthodologie des bilans matière-énergie soit actuellement au point, son application est restreinte par l'insuffisance de l'information disponible.

De plus, lorsque les données existent, se pose encore le problème de leur validité :

- nature de la donnée (donnée élémentaire ou moyennée ou autre agrégation. Il faut éviter, dans la mesure du possible, les agrégations) ;
- fréquence, mode d'évaluation et méthode de collecte ;
- précision de la donnée (incertitude sur la mesure, variabilité sur la moyenne) ;
- spécificité spatiale et temporelle ;
- mode de vérification ;
- complétude de la donnée (proportion de systèmes pour lesquels on dispose de la valeur d'un même paramètre. Ex : si 10 sites fabriquent un même produit et que l'on ne dispose de la valeur du paramètre α que pour 7 sites, la moyenne obtenue pour le paramètre α sera dite complète à 70%.

Enfin, il faut veiller à bien différencier dans l'inventaire, les données manquantes et les valeurs en dessous du seuil de détection.

IV.2 CLASSIFICATION :

Dans la classification, les inputs et les outputs du système sont répartis entre différentes catégories d'impact. L'objectif principal de cette étape est de décrire brièvement, quels sont les effets environnementaux potentiels que ces flux peuvent causer.

Ainsi une étape importante est de décider quels sont les impacts environnementaux qui doivent être considérés.

Un certain nombre de considérations doivent être prises en compte au cours de cette décision telles que:

- la complétude: la liste des impacts doit couvrir tous les problèmes environnementaux pertinents. Par pertinent, on entend:

- a. les problèmes environnementaux qui sont généralement considérés comme des problèmes majeurs, par exemple les effets globaux,
- b. les problèmes qui peuvent avoir une signification spécifique pour le système en cours d'étude.

- la praticabilité: la liste ne doit pas contenir trop de catégories. Cette contrainte peut être en contradiction avec la complétude. Mais une liste trop chargée risque de masquer les enjeux environnementaux importants.

- l'indépendance : les catégories d'impacts doivent être mutuellement indépendantes afin d'éviter les redondances (double-counting).

- la relation avec la composante caractérisation: les catégories doivent être maniables pour les dernières étapes de l'ACV.

Le dernier point implique que certains aspects de la caractérisation doivent être considérés. Dans la étape caractérisation la contribution potentielle à une catégorie d'impact donnée est évaluée. Ceci signifie que l'impact doit être explicitement défini. Cette phase est importante car différentes définitions peuvent donner différents résultats.

Heijungs & al (1992), Finnveden & al (1992) utilisent les schémas de la chaîne cause-effet pour décrire les problèmes environnementaux. Par exemple, une émission, peut causer des changements dans l'environnement, ces changements peuvent correspondre à des effets primaires.

Différentes activités dans le cycle de vie peuvent contribuer à ce même type d'effet, et la même émission peut contribuer à plusieurs effets primaires.

Les effets primaires peuvent à leur tour causer des effets secondaires. La succession de ces effets constitue la chaîne cause-effet.

Une distinction doit être faite entre les effets qui se trouvent au début de cette chaîne (effets de 1ers ordres), et les effets qui se trouvent à la fin de cette chaîne (effets d'ordres élevés). En général, les effets de premiers ordres sont utilisés pour désigner les effets qui ont lieu au niveau de systèmes physico-chimiques plutôt que des systèmes biologiques.

Un exemple l'épuisement de l'ozone stratosphérique qui conduit à une augmentation des rayons UV ; ces derniers provoquent des effets sur la santé humaine (e.g. cancer de la peau), et des effets sur les écosystèmes. Dans cet exemple, les effets sur la santé constituent des effets d'ordres élevés. Dans d'autres cas, les effets sur la santé peuvent correspondre à des effets de premiers ordres, par exemple les effets toxicologiques qui résultent de l'exposition à des substances chimiques toxiques.

Les catégories d'impacts doivent être définies à un niveau de la chaîne cause-effet. En général ce sont les effets de premiers ordres qui sont choisis, puisqu'il y a plus d'informations scientifiques disponibles, même si les effets d'ordres élevés sont plus pertinents (Fava & al, 1993; Finnveden & al, 1993; Guinee & al., 1991; et Heijungs & al. 1992). Ces questions seront discutées avec plus de détails ultérieurement.

Il y a 3 grandes catégories qui ont été définies par différents auteurs (Consoli, & al. 1993; Fava & al., 1993; Lindfors, 1992):

- épuisement des ressources
- impacts sur la santé humaine
- impacts écologiques

(les impacts sur les travailleurs sont inclus dans la seconde grande catégorie)

Pederson et al (1992) ont proposé d'inclure d'autres aspects, par exemple le bien-être social.

Il est parfois difficile de faire la distinction entre ces trois grandes catégories. Par exemple, un impact écologique peut causer des impacts secondaires sur la santé humaine. Les impacts écologiques sur les milieux qui assurent les conditions nécessaires (exemple, habitat) aux organismes vivants peuvent aussi être considérés comme un épuisement de ressources.

Pour contourner cette difficulté, l'impact est classé dans la catégorie où les premiers effets ont lieu. Par exemple, épuisement de l'ozone stratosphérique est considéré comme un impact écologique bien que les impacts secondaires concernent l'homme et les systèmes écologiques.

Les trois grandes catégories d'impacts sont divisées en plusieurs catégories d'impacts, et ces dernières peuvent encore être subdivisées en plusieurs sous-catégories.

IV.3 CARACTERISATION :

Dans la composante caractérisation, d'une part les contributions potentielles des différents inputs et outputs aux différentes catégories d'impact sont évaluées, et d'autre part les contributions à la même catégorie d'impact sont additionnées. Ceci doit être basé sur une analyse scientifique des thèmes environnementaux qui ont été choisis .

Une méthode de caractérisation est constituée de deux parties:

- définition de l'impact (niveau dans la chaîne cause-effet)
- méthodes pour la quantification de la contribution potentielle à l'impact d'un input ou output spécifique.

Ces quantifications représentent en quelque sorte les fonctions de réponse linéaires. Des facteurs de pondérations, appelés les descripteurs sont utilisés pour déterminer la contribution potentielle d'un input ou output spécifique à un impact donné:

$$\text{Contrib. potentielle(Sub)} = \sum (\text{descripteur} \times \text{quantité émise(Sub)})$$

Un certain nombre d'exigences pour les méthodes de caractérisation peuvent être formulées ainsi:

- les systèmes de classification et de caractérisation doivent permettre de traduire l'information provenant de l'analyse de l'inventaire en informations relatives aux impacts environnementaux,- le système de caractérisation doit permettre d'agréger des données de l'inventaire dans des catégories d'impacts,
- le système de caractérisation doit être quantitatif et additif. Afin de spécifier la contribution aux différents problèmes environnementaux, des nombres qui peuvent être additionnés et comparés sont nécessaires,
- le système de caractérisation doit fournir des résultats qui peuvent être utilisés dans la composante évaluation,
- le système de caractérisation et ses résultats doivent être fiables. Notons que si un système est scientifiquement fondé, cela accroît sa fiabilité. L'évaluation des incertitudes scientifiques impliquées peuvent aussi accroître la fiabilité,
- les méthodes de caractérisation doivent être transparentes. il doit être possible pour autrui de les comprendre et de vérifier les résultats,

- le système doit être praticable. Ceci implique, entre autres choses, que les méthodes ne doivent pas être dépendantes d'informations difficiles à obtenir.

Les méthodes de caractérisation et les méthodes d'évaluation (EPS-system, volume critique...) seront présentées dans les sections suivantes. Néanmoins, la frontière entre les deux est quelque fois difficile à dessiner. Certaines méthodes qui auraient dû être présentées comme des méthodes de caractérisation contiennent des critères normatifs qui en principe font d'elles des méthodes d'évaluation.

IV.3.1 Critères de présentation des différentes méthodes de caractérisation :

Une analyse d'impact est constituée de deux parties: (1) une analyse des effets, dans laquelle les possibilités qu'une substance puisse provoquer des dommages sur un système sont analysées, (2) une analyse d'exposition du système aux substances chimiques.

Le système peut être un système biologique ou physico-chimique, cela dépend de la manière dont l'effet a été défini. Par exemple, si, dans la catégorie "épuisement de la couche d'ozone", l'objectif est de déterminer la contribution potentielle d'une substance à cet épuisement, le système considéré sera l'ozone stratosphérique donc un système physico-chimique.

L'analyse des effets peut être détaillée ou rudimentaire. Par exemple, dans la catégorie "impacts écotoxicologiques", l'analyse des effets peut être basée sur des tests de toxicité aiguë effectués sur un organisme ou sur des tests de toxicité aiguë et chronique effectués sur divers organismes.

L'analyse d'exposition peut être divisée en deux parties : une concernant les quantités émises par unité fonctionnelle, et l'autre concerne le destin des substances chimiques une fois qu'elles sont émises dans l'environnement (répartition entre les différents milieux, bio-accumulation, biodégradation, etc.).

Les informations concernant les quantités émises par unité fonctionnelle sont fournies par l'inventaire dans le contexte d'une ACV.

L'analyse du devenir des substances chimiques doit théoriquement considérer ce qui se passe depuis leurs émissions jusqu'à la cible (système biologique ou physico-chimique). Même si cette analyse n'est pas réalisée, il est possible d'utiliser quelques données pertinentes sur le devenir de ces substances (some fate data);

A la fois l'analyse des effets et de l'exposition peuvent utiliser des données spécifiques au site (site-specific data) ou des données génériques (non-site specific data or generic data).

Dans le cas d'une ACV, il peut ne pas être possible d'utiliser des données spécifiques au site pour la caractérisation. Cependant certains modèles génériques de caractérisation peuvent utiliser des données typiques d'une région ou d'un écosystème, ou en quelque sorte des données moyennées globalement (cas de l'acidification, voir plus loin).

Les différentes méthodes de caractérisation sont basées sur les différents types d'analyses. Les types suivants ont été inspirés d'une hiérarchie similaire, mais non identique, proposée par Fava & al (1993).

Type 1: données d'émissions, pas d'analyse d'exposition, pas d'analyse d'effet (only emission data, no exposition analysis, no effect analysis)

Type 2a: pas de données d'émissions, quelques données sur le devenir, analyse des effets (No emission data, some fate data, effect analysis)

Type 2b: données d'émissions, pas de données sur le devenir, analyse des effets (Emission data, no fate data, effect analysis)

Type 3: données d'émissions, quelques données sur le devenir, analyse des effets (Emission data, some fate data, effect analysis)

Type 4: données d'émissions, données génériques sur le devenir, analyse des effets (Emission data, generic fate data, effect analysis)

Type 5: données d'émissions, données spécifiques au site sur le devenir, analyse des effets (Emission data, site-specific fate data, effect analysis)

Le type 1 ne doit pas être considéré comme une méthode de caractérisation. Le type 5 n'est pas utilisé dans les ACV à cause du manque de données et/ou de ressources. Les méthodes de type 5 sont utilisées dans les EIA (Environmental Impact Assessment) et une connexion de ces outils est possible avec les ACV. Cependant aucune connexion de ce type n'a encore été réalisée dans le contexte d'une ACV.

Quand il s'agit de choisir entre différentes méthodes de caractérisation relatives à une catégorie d'impact spécifique, les méthodes de type 4 sont préférables. Si ces méthodes ne sont pas disponibles, et pour certaines raisons ne sont pas applicables, une méthode de type 3 ou 2 peut être utilisée.

D'autres aspects peuvent aussi entrer dans ce choix:

- la définition de l'effet (niveau dans la chaîne cause-effet, système physico-chimique ou biologique),
- les bases scientifique de l'analyse des effets et/ou de l'analyse de l'exposition,
- les zones géographiques pour lesquelles les méthodes et les données sont pertinentes.

IV.3.2 Etat de l'art des méthodes de caractérisation :

Il n'y a pas de méthodes quantitatives disponibles pour toutes les catégories d'impacts. Le tableau suivant indique quelles sont catégories d'impacts pour lesquels des méthodes quantitatives de caractérisation sont disponibles.

Le tableau 2 indique aussi les niveaux de consensus entre les différents experts concernant ces méthodes, et qui peuvent donc être recommandées pour l'usage comme méthode de caractérisation aujourd'hui. Il est aussi indiqué dans ce tableau, si un consensus peut être obtenu dans un futur proche.

La dernière colonne indique quels sont les types de méthodes qui sont disponibles aujourd'hui.

Pour toutes les méthodes de caractérisation disponibles aujourd'hui, le rang des effets dans la chaîne cause-effet est souvent faible (1er ou 2^{ème} ordre), c'est très rarement l'effet ultime.

IV.3.2.1 Impacts toxicologiques (santé humaine incluant milieu professionnel) (Impacts for human health including occupational health)

Les activités humaines entraînant des émissions et une accumulation de substances toxiques dans l'environnement constituent un danger pour la santé des personnel et des écosystèmes. Parfois, la santé humaine en milieu professionnel est traitée comme une sous-catégorie des impacts sur la santé humaine. Cependant, la plupart des méthodes suggérées ci-dessous ne font pas la différence entre les travailleurs et les non travailleurs (consommateurs, riverains, etc..).

Chaîne cause - effet

émission des substances toxiques (intervention)
absorption des substances toxiques par l'homme (effet de 1^{er} ordre)
dommages sur la santé humaine (effet de 2^{ème} ordre)
maladie ou mort de l'homme (effet de 3^{ème} ordre)

Les approches ci-dessous ont été proposées pour évaluer les impacts toxicologiques sur la santé humaine dans le cadre des ACV.

A-Approche des volumes critiques (Critical volume approach)

En 1984, le BUWAL a mis au point la méthode des charges critiques qui s'étend aux milieux naturels dans lesquels les polluants sont rejetés, et à la consommation cumulée d'énergie.

Les données de l'inventaire sont utilisées pour calculer les indices suivants:

- le volume critique d'air,
- le volume critique d'eau,
- le volume des déchets solides
- la consommation cumulée d'énergie

On obtient le volume critique de la charge émise en divisant sa quantité rejetée par sa valeur limite. Le volume critique est calculé selon la formule suivante : **Volume Critique = Quantité rejetée / Norme**

La somme des volumes critiques de toutes les émissions dans l'air ou dans l'eau donne le volume critique total d'air ou d'eau.

Pour l'air, les valeurs limites peuvent correspondre aux concentrations maximales d'immissions a charges constantes (MIK).

Pour l'eau, les valeurs limites peuvent correspondre aux normes pour les eaux usées.

Ces définitions montrent que le volume critique exprime la quantité d'air (ou d'eau) nécessaire pour diluer la quantité d'une émission afin qu'elle respecte une norme existante. Ceci permet d'additionner des émissions de nature différente.

Le volume des déchets solides permet d'évaluer l'espace occupé par les déchets. Il est calculé en faisant la somme des déchets créés durant le cycle de vie.

La consommation cumulée d'énergie permet d'évaluer l'épuisement des ressources énergétiques. Elle se calcule en additionnant toute utilisation d'énergie.

Présentation des différentes versions de cette méthode:

1 Volume critique pour les émissions d'air, version 1: (volume critique for air emissions, type 1)

Habersatter (1991) a utilisé les valeurs MIK (Maximum immission concentration) disponibles ; lorsque ces dernière ne sont pas disponibles, elles sont estimées a partir des valeurs MAC (Maximum accepted concentration), par exemple les valeurs limites d'exposition.

2 Volume critique pour les émissions d'air, version 2 (volume critique for air emissions, type 2)

Heijungs et al. (1991) ont suggéré la notion unité d'air pollué.

3 Volume critique pour les émissions dans l'eau, version 1 (volume critique for wateremissions, type 1)

Habersatter (1991) a utilisé les directives suisses pour les émissions dans les eaux de surface. Il n'est pas clairement défini si ces normes sont fixées par rapport aux effets potentiels sur la santé humaine ou écologique. Si c'est le dernier cas, cette approche doit être considérée comme faisant partie des effets écotoxicologiques.

4: Volume critique pour les émissions dans l'eau, version 2 (volume critique for water emissions, type 2)

Heijungs et al. (1991) ont suggéré d'utiliser les directives CEE pour les eaux destinées a la consommation.

5: Approche des volumes critiques modifiée (A modified critical volume approach)
Hofstetter (1993) a suggéré d'inclure la durée de demi-vie dans le facteur de pondération.

Les différentes versions des approches des volumes critiques sont de type 2b, sauf l'approche modifiée des volumes critiques qui peut être considérée comme une méthode de type 3.

Commentaires:

Le résultat des calculs de volumes critiques ne représente pas une valeur physique de pollution dans la réalité. Il s'agit simplement d'une approche permettant l'addition de pollutions de natures différentes. Les principales critiques des ces méthodes sont les suivantes:

- les normes pour les valeurs limites peuvent varier suivant les pays, voire les secteurs industriels, et elles peuvent être modifiées dans le temps,
- les transformations des polluants ne sont pas considérées,
- le temps de séjour et la concentration des polluants sont négligés,
- les effets d'interaction entre polluants sont négligés.

Pour l'approche modifiée des volumes critiques, la principale critique provient du fait que les données sur les 1/2 vie des substances ne sont pas facilement disponibles.

B- Agrégation des quantités des substances chimiques toxiques (Aggrégation of amount of toxic chemicals)

Christiansen (1991) a proposé l'utilisation de l'agrégation des quantités de substances chimiques en se basant sur les classifications des listes de substances dangereuses. Il existe plusieurs listes, par exemple: listes I et II de la directive des substances dangereuses de la CEE; liste de classification des substances dangereuses aux USA, réalisée par l'EPA, etc..

Si cette approche est utilisée, il faudrait définir:
les listes qui sont utilisées
le système d'agrégation des quantités de substances chimiques.

Cette approche peut être considérée comme une méthode de type 1 modifiée. Ces modifications sont de deux types:

- 1- il y a en quelque sorte une analyse des effets qui est effectuée lors de l'élaboration des listes,
- 2- seules les substances listées sont considérées, et non les substances émises, donc elle ne prend pas en compte toutes les données de l'émission.

Deux points méritent être commentés : (1) les listes, (2) le système d'agrégation des données. L'avantage de cette approche est qu'elle peut être facilement mise en oeuvre, car les listes sont disponibles. Mais, elle a l'inconvénient de se limiter au contenu de ces listes, et non aux données sur les émissions.

En outre, du fait qu'elle se base sur des listes de substances dangereuses, il peut être supposé que les autres substances émises et qui ne sont pas incluses dans ces listes ne sont pas dangereuses. C'est donc une approche trop simplificatrice.

C- Une procédure de sélection semi-quantitative pour le milieu professionnel (A semi-quantitative screening procedure)

Jensen et al (1992) ont suggéré une procédure semi-quantitative pour l'environnement professionnel. L'évaluation des impacts sur la santé humaine est basée sur deux critères: - les "catégories d'impacts (catégories of impacts)", - les niveaux d'exposition.

Les types d'impacts qui ont été considérés sont : 1- Irritation, maux de tête, etc. 2- Réactions allergiques, bronchites, etc. 3- Tératogenèse, immunotoxicité, etc.. 4- Cancérogenèse
Les niveaux d'exposition sont évalués ainsi: 1- faible, 2- moyen, 3- élevé

Une combinaison des deux parties exposition (3 paramètres) et catégories d'impacts (4 paramètres) donne 12 combinaisons possibles qui sont considérées en fait comme des sous-catégories ("subcategories").

Le nombre de substances chimiques dans chaque combinaison possible, ou sous-catégorie, est ainsi compté. Ces nombres représentent la contribution du système à chaque sous-catégorie. Aucune pondération explicite entre ces 12 sous catégories n'est réalisée.

Cette approche est difficile à classer car:

- il y a certaines informations sur les effets,
- il y a aussi certaines informations sur l'exposition,
- cependant il n'y a aucune information sur les quantités émises par unité fonctionnelle.

Commentaires:

Aucun critère n'est donné pour placer les substances chimiques dans une des 4 catégories, ni pour l'analyse de l'exposition (faible, moyen, élevé).

Si cette méthode est utilisée, afin qu'elle soit acceptable, il faudrait justifier les trois points suivants: - classification des substances dans les quatre "catégories d'impacts", - définir les paramètres qui permettent d'analyser l'exposition, - hiérarchiser les 12 sous-catégories.

D- Classification en fonction de pouvoir cancérigène (Cancerogenic potency ranking)

Dans une étude réalisée par Tellus Institute (1992) une méthode d'évaluation basée sur le pouvoir cancérigène des substances chimiques a été utilisée.

Cette méthode est basée sur la comparaison les différentes substances cancérigènes. Le pouvoir cancérigène d'une substance est mesuré en milligrammes / kg corporel / jour, à partir des compilations faites par l'EPA, puis est transformé en "Isophorone Equivalents". L'isophorone équivalent représente 0,0039 mg/kg / jour.

Cette approche est une méthode de type 2.b, car il n'y a pas d'analyse du devenir des substance.

E- Classification par rapport à la dose orale de référence (Oral reference dose ranking)

Pour des les substances non cancérigènes, les dose orales de référence ont été utilisées dans l'étude de Tellus Instute (1992). Les données sont issues des banques de données de l'EPA. La dose orale de référence (en mg/ kg corporel / jour) correspond au niveau maximum d'exposition par jour qui peut être défini et au dessous duquel il n'y a pas d'effets indésirables.

La dose orale de référence est calculée à partir d'un NOAEL (No Observable Adverse Effect Level) ou LOAEL (Lowest Observable Adverse Effect Level) en utilisant différents facteurs décrivant l'incertitude dans les données (Schmidt et al, 1992).

Les données de la dose orale de référence sont exprimées en "Equivalents Xylene". Un équivalent Xylene correspond à 2 mg/kg corporel /jour.

Cette approche est aussi une méthode de type 2.b. -

F- Combinaison des deux méthodes de classification : Pouvoir cancérigène et dose orale de référence (The combined cancerogenic potency and oral reference dose ranking)

Une combinaison des deux classifications décrites ci-dessus a été faite dans l'étude Tellus (1992). Cette combinaison est basée sur une comparaison des PEL (Permissible Exposure Level) pour les deux équivalents " isophorone" et "xylene". Le PEL spécifie la quantité d'un polluant à laquelle un travailleur peut être exposé, sur la base d'une journée de travail de 8 heures. Dans cette optique, il a été obtenu qu'un "isophorone équivalent" correspond a trois "xylenes équivalents".

Pour des polluants qui peuvent causer à la fois des effets cancérigènes et des effets non cancérigènes la classification combinée est obtenue à partir de la moyenne des poids de "isophorone équivalent" et du "xylène équivalent".

Cette approche est aussi une méthode de type 2.b.

Commentaires:

Dans la méthode de Tellus, il n'a pas été expliqué comment le pouvoir cancérigène a été calculé. L'agrégation des substances à effet de seuils et celles qui agissent sans effet de seuils (substances cancérigènes, mutagènes) est controversée (Fava et al, 1993).

G- L'approche de "Potential de Toxicité Humaine" (The human toxicity potential)

Après l'approche des volumes critiques suggérée par Heijungs et al. (1991) une autre approche a été suggérée par Guinee et Heijungs (1992 et 1993). Les facteurs de pondération sont calculés comme le produit d'un facteur exposition et de l'inverse d'un facteur effet.

Le facteur exposition est calculé en utilisant le modèle de Mackay aussi appelé modèle de fugacité. Ce modèle permet de modéliser la répartition d'une substance dans un environnement standard (unit world), et d'évaluer les concentrations résultantes dans les trois compartiments: air, eau, sol.

Le facteur effet est le NEC (No Effect Concentration). Le NEC peut correspondre à l'ADI (Acceptable Daily Intake) déterminée par le WHO (World Health Organization) ou la TDI (Tolerable Daily Intake) déterminée par le Dutch RIVM (National Institute for Public Health and Environmental Protection). S'il n'y a pas d'ADI ou de TDI disponibles une DWE (Dose Without Effects) peut être utilisée.

Pour les substances chimiques qui présentent des effets cancérigènes ou génotoxiques, aucune valeur limite ne peut être définie. Cependant en définissant un niveau tolérable de risque, e.g. un accroissement de risque de cancer de 10^{-4} , une concentration de sécurité virtuelle peut être obtenue.

Cette approche est une méthode de type 4. Elle inclut à la fois une analyse générique du devenir des substances et une analyse des effets.

Commentaires:

Cette approche est la plus élaborée parmi toutes celles qui ont été présentées plus haut.

H- Le Potentiel de toxicité Humaine Provisoire (The provisional human toxicity potential)

L'approche suggérée par Guinee et Heijungs (1992, 1993) n'a pas encore été mise en oeuvre. Un système provisoire a été proposé par Heijungs et al. (1992) en attendant. Dans ce système les contributions à la toxicité humaine sont calculées de manière séparée pour l'air, l'eau, et le sol, et sont ajoutées après.

Le CML distingue la toxicité humaine selon les milieux naturels (aquatique, atmosphérique, et terrestre) avec des indices qui sont:

- HCA: pour le milieu terrestre
- HCW: pour le milieu aquatique
- HCS: pour le milieu terrestre

$Toxicité\ humaine \sim ((HCA \cdot ma_i) + (HCW_i \cdot mw_i) + (HCS_i \cdot mS_i))$

$HCA = Ba \cdot Ea$ soit: (Exposition) x (Effet)

$HCW = Bw \cdot Ew$ soit: (Exposition) x (Effet)

$HCS = Bs \cdot Es$ soit: (Exposition) x (Effet)

Les facteurs de pondérations, HCA, HCW, HCS sont disponibles dans un document qui a été publié par le CML en 1992.

Cette approche peut être considérée comme une méthode de type 3.

Commentaires:

Cette méthode est très facile à mettre en oeuvre, mais les données ne sont disponibles que pour un nombre limité de substances chimiques.

L'agrégation des substances à effets de seuils et celles qui agissent sans effet de seuils (substances cancérigènes, mutagènes) peut être controversée.

Cette méthode présente l'avantage de se baser plus sur les effets toxicologiques des substances que sur les considérations administratives contrairement aux méthodes de Tellus et des volumes critiques.

- La manière dont est pris en compte le devenir des substances peut être critiquée, car l'hypothèse selon laquelle les substances sont immédiatement dispersées dans le modèle de Mackay et qu'il n'y a pas de dégradations ou d'échanges entre les différents compartiments n'est pas très bonne.

I- Approche "équivalent Toxique" (toxicivalent approach)

Dans l'étude Allemande (Anonymes, 1991, Annam, 1992), la dispersion des substances toxiques est mesurée. L'équivalent toxique qui indique l'effet potentiel d'une substance est évalué à partir de:

- l'exposition potentielle (déterminée par un modèle de distribution simple des temps de demi-vie)
- des seuils de toxicité (MTL-Maximum Tolerable Level).

La MTL est définie comme la concentration d'une substance donnée à laquelle le risque est considéré comme le maximum acceptable pour des raisons politiques (No Effects Levels for Humans). (il n'y a pas davantage de détails dans cette publication).

IV.3.2.2 Impacts Ecotoxicologiques

Il arrive qu'aucune distinction ne soit faite entre effets écotoxicologiques et effets toxicologiques. Ceci a été le cas spécialement quand les "volumes critiques" ont été utilisés.

Si les normes utilisées reflètent plus les effets écotoxicologiques que les effets toxicologiques (santé humaine), ils peuvent être notés dans cette rubrique. Cependant, pour des raisons pratiques, les approches volumes critiques ont été placées dans les impacts toxicologiques.

A- Approche quantitative basée sur les directives CEE (A quantitative approach based on EC directives)

Finnveden & al (1992) ont suggéré une approche quantitative basée sur les directives européennes sur la classification des substances écotoxiques (dangereuses pour l'environnement). La directive CEE est principalement basée sur trois paramètres: - toxicité aiguë pour les organismes aquatiques, - bioaccumulation dans les poissons ou potentiel de bioaccumulation, - biodégradabilité.

Les substances et les préparations qui répondent aux critères suivants doivent être classées comme écotoxiques:

1 (a) Substances et préparations pour lesquelles une CL 50 - 96 h chez les poissons (ou une CL50-48h chez la Daphnie) est inférieure ou égale à 0,1 mg/l.

1 (b) Substances et préparations qui ne sont pas facilement biodégradables et pour lesquelles poissons ou une CI 50-48h chez la Daphnie est inférieure ou égale à 1 mg/l.

1 (c) Substances et préparations qui ne sont pas facilement biodégradables et pour lesquelles le coefficient de partage octanol / eau (log Poe) est supérieur ou égal à 3,5 et pour lesquelles une CL 50-96 h chez le poisson ou une CE 50-48h chez la Daphnie est inférieure ou égale à 10 mg/l.

1 (d) Substances et préparations qui n'entrent pas dans les catégories (a), (b), (c) mais qui sur la base d'éléments disponibles concernant leur toxicité, persistance, potentiel d'accumulation, comportement et sont prévus et observés dans l'environnement, sont toutefois considérées comme présentant un danger, immédiat ou différé, pour la structure et/ou le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

2 Substances et préparations qui, sur la base d'éléments disponibles concernant leur toxicité, persistance, potentiel d'accumulation, comportement et sont prévus et observés dans l'environnement, sont toutefois considérées comme présentant un danger, immédiat ou différé, pour la structure et/ou le fonctionnement des écosystèmes naturels autres que ceux couverts par le groupe 1.

Une substance est considérée comme facilement biodégradable lorsque les niveaux suivants sont atteints en 28 jours:

- tests basés sur le carbone organique dissous: 70 %
- tests basés sur la déperdition d'oxygène ou sur la production de dioxyde de carbone : 60 % du maximum théorique.

Ces niveaux de biodégradation doivent être atteints dans les 10 jours qui suivent le début de la biodégradation, dont le point de départ est fixé lorsque 10 % de la substance est biodégradable.

Les auteurs de cette approche ont proposé d'utiliser 4 types de paramètres pour évaluer l'impact écotoxicologique d'une substance:

- 1- toxicité aiguë,
- 2- toxicité aiguë pour les composants facilement biodégradables,
- 3- potentiel de bioconcentration (BCF),
- 4- potentiel de bioconcentration des composants non facilement biodégradables.

Au niveau des deux premiers paramètres la toxicité aiguë est utilisée comme l'inverse des facteurs de pondération.

Pour les troisième et quatrième paramètres les BCF sont utilisées comme facteurs de pondération.

Cette approche peut être décrite comme une méthode de type 3.

B- L'approche potentiel d'écotoxicité (The ecotoxicity potential approach)

Guinee et Heijungs (1992 et 1993) ont suggéré une approche dans laquelle les effets écotoxicologiques ont été divisés en deux parties:

- potentiel d'écotoxicité terrestre
- potentiel d'écotoxicité aquatique

Cette approche présente le même raisonnement que celui qui a été utilisé dans la section 4.11. Les facteurs de pondération sont calculés comme le produit d'un facteur exposition et l'inverse d'un facteur effet. Ces facteurs sont normalisés en les divisant par les facteurs correspondant d'une substance de référence. Le facteur exposition est calculé en utilisant le modèle de fugacité.

Les facteurs effets sont les NEC (No Effect concentration) pour les systèmes aquatique et terrestre respectivement.

Cette approche est une méthode de type 4, elle inclut à la fois une analyse des effets et une analyse générique de l'exposition.

C- La "méthode provisoire"(The provisional approach)

L'approche qui a été suggérée par Guinee et Heijungs du CML, dans la section précédente n'a pas encore été appliquée. En attendant qu'elle soit plus opérationnelle, Heijungs et al. (1992) ont proposé une méthode provisoire. Les auteurs de cette approche distinguent, comme dans l'approche précédente, l'écotoxicité:

- pour les milieux aquatiques: ECA
- pour les milieux terrestres: ECT

Ils ont proposé un mode de calcul de ces deux indices similaire à la méthode des volumes critiques. L'indice d'une substance émise est défini selon cette approche, comme le rapport entre un facteur d'exposition (X) et sa concentration maximale tolérable (MTC).

Le facteur d'exposition est considéré égal à 1 et le facteur MTC est dérivé des données toxicologiques.

L'indice pour l'écotoxicité aquatique d'une substance i se calcule donc de la façon suivante:

$$ECA_i = X_a / MTCa_i = 1/ MTCa_i$$

L'indice pour l'écotoxicité terrestre d'une substance se calcule de la même manière. L'écotoxicité pour un milieu se calcule en sommant sur toutes les substances le produit de leur quantité émise et de leur indice approprié (ECA_i ou ECT_i). Il n'y a pas de sommation de l'écotoxicité aquatique avec l'écotoxicité terrestre.

Cette méthode est de type 2b.

Commentaires:

Dans la méthode provisoire aucune considération n'est donnée sur le devenir des substances chimiques. Ces auteurs utilisent les concentrations maximales tolérables pour l'eau ou les sols (MTC en mg/m³) "maximum tolérable concentration".

Dans cette approche, les émissions dans l'air n'ont pas été considérées.

Les facteurs de pondération sont appelés ECA pour les émissions dans l'eau, et ECT pour les émissions dans le sol et sont données dans la table en annexe.

D- L'approche équivalent toxique (The toxicivalent approach)

Dans l'étude allemande (Anonymous, 1991, Annema, 1992), une approche pour les effets écotoxicologiques, similaire à celle qui a été décrite dans le § IV.2.2.1 G, a été utilisée. Au lieu des NEC (No Effects Levels), un niveau de protection de 95% des écosystèmes est utilisé comme le niveau maximal tolérable. Aucun détail n'est donné dans ce rapport.

E- Potentiel écotoxique (ROUSSEAUX, 1993)

L'impact toxique et écotoxique de chaque substance est appréhendé par l'indice d'impact appelé **potentiel écotoxique** qui est fonction de :

- **l'exposition** : elle caractérise le flux toxique de la substance dans le milieu naturel. Les paramètres de l'exposition sont les propriétés bio-physico-chimiques des substances permettant de savoir :

- quelles sont les quantités rejetées,
- si elles seront facilement dégradées ou, au contraire, si elles s'orienteront vers une bio-accumulation.

- **l'effet** : il représente l'intoxication liée à l'exposition et la vitesse d'intoxication. L'effet sera évalué à partir de paramètres biologiques permettant d'appréhender les phénomènes toxiques (effets génotoxiques, toxicité, éco-toxicité, phénomènes d'irritation et de sensibilisation).

On attribue à chaque paramètre un score (une note) en fonction de ses potentialités. L'importance relative d'un paramètre est fonction de son score maximum. Plus le score maximum est grand, plus le paramètre est considéré comme important. En fonction des valeurs trouvées, on détermine alors les scores correspondants.

On additionne ensuite tous les scores pour les valeurs disponibles et on calcule pour chaque composante du potentiel écotoxique (exposition, effet) le pourcentage que représente cette somme de scores par rapport à la différence du total des scores maxima afférants et le total des scores minima afférants.

On obtient donc deux notes graduées de 0 à 1 :

- une pour l'exposition de la substance dans le milieu naturel,
- l'autre pour l'effet résultant de cette exposition.

On détermine ainsi le potentiel écotoxique des substances composant les effluents liquides et gazeux de l'anthroposystème considéré. Ne connaissant pas les coefficients de transfert des substances dans les différents milieux (eau, air sol), aucune distinction, vis à vis des milieux affectés, n'est faite dans l'évaluation du potentiel écotoxique. Ce potentiel prend en compte toutes les potentialités toxiques et écotoxiques disponibles, quel que soit le milieu dans lequel est rejetée la substance.

Après avoir évalué une note pour l'exposition et l'effet, le potentiel écotoxique est évalué à partir de la formule suivante :

$$p(j) = (Ex_j)^a (Ef_j)^b$$

$p(j)$: potentiel écotoxique de j

Ex_j : note d'exposition de j

Ef_j : note d'effet de j

a, b coefficient de pondération respectivement égal à 0,6 et 0,4.

Le potentiel écotoxique des effluents liquides et gazeux est évalué à partir des potentiels écotoxiques des substances qui composent ces effluents ; il est caractérisé par les quatre paramètres suivants :

- p_{max} : le plus grand potentiel écotoxique des substances de l'effluent ;
- $p_{médian}$: médiane des potentiels écotoxiques des substances de l'effluent ;
- p_{moyen} : moyenne arithmétique des potentiels écotoxiques des substances de l'effluent ;
- n : nombre de substances composant l'effluent.

IV.3.2.3 Impacts écologiques :

A- Réchauffement Global

Définition de l'effet de serre

L'effet de serre est le forcing radiatif de l'atmosphère

Chaîne cause-effet

Emission des gaz à effet de serre

Perturbation du bilan des radiations (effet de 1er ordre)

Accroissement de la température globale (effet de 2^{ème} ordre)

Augmentation du niveau des mers (effet de 3eme ordre)

Domage des écosystèmes (effet de 4eme ordre)

Le GWP (Global Warming Potential) est utilisé pour calculer le facteur de caractérisation de l'effet de serre. Le GWP d'une substance est défini comme étant l'intégration, sur un laps de temps donné, du "forçage radiatif" (i.e. augmentation ou diminution de l'échange d'énergie par rayonnement) généré par un kg de ce gaz, injecté instantanément dans l'atmosphère. Le GWP est rapporté au CO₂ et il se calcule pour chaque gaz à effet de serre de la manière suivante:

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i.C_i(t).dt}{\int_0^T a_{CO_2}.C_{CO_2}(t).dt}$$

Avec:

ai: absorption de la radiation thermique suite à une augmentation de la concentration du gaz i
 Ci(t): concentration du gaz i restant au temps t après son émission
 T: nombre d'années sur lesquelles l'intégration a été effectuée.

La contribution globale à l'effet de serre est évaluée suivant l'équation:

$$\text{Effet de serre (kg)} = \sum GWP_i * \text{Qté de la substance émise (kg)}$$

Cette approche est de type 4, car elle inclut une analyse sur le devenir des substances et une analyse des effets.

Commentaires

Les résultats sont sensibles au choix de l'échelle de temps, car chaque gaz à effet de serre a une durée de vie différente dans l'atmosphère. Le GWP est en effet, dépend de l'échelle de temps choisie. Pour les effets à long terme, l'échelle 100 à 500 ans est souhaitable quand il s'agit d'effets cumulatifs, alors que les échelles, allant de 20 à 50 ans, donnent une meilleure indication sur les effets à court terme des émissions. En général, on utilise 100 ans.

Les effets indirects ne sont pas pris en compte, par exemple les gaz comme les NO_x peuvent indirectement contribuer à l'effet de serre.

Il y a un consensus général sur les valeurs données aux GWP, d'autant plus que l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) tient périodiquement des meetings et élabore des rapports sur l'effet de serre (1990, 1992). Dans ces rapports, elle identifie les sources anthropogéniques et naturelles, décrit les incertitudes sur l'effet de serre et les gaz à effet de serre, et enfin intègre toutes ces incertitudes dans le modèle GWP.

B- Epuisement de la couche d'ozone

Chaîne cause-effet

Emission des substances destructrices de l'ozone (intervention)
 Perturbation du bilan de la couche d'ozone (effet de 1^{er} ordre)
 Dégradation de la couche d'ozone (effet de 2^{eme} ordre)
 Accroissement des radiation UV dans l'environnement (effet de 3^{eme} ordre)
 Dommages sur les organismes (effet de 4^{eme} ordre)
 etc.

Comme pour l'effet de serre, un indice relatif a été aussi défini pour exprimer la contribution d'une substance à la destruction de la couche d'ozone: ODP (Ozone Depletion Potential). L'ODP est défini comme le rapport entre la dissociation d'ozone dans son état d'équilibre causée par des émissions annuelles (flux en kg/an) de la quantité d'une substance émise et la dissociation d'ozone dans son état d'équilibre causée par la même quantité de CFC-11. Cette définition mène à l'équation suivante:

$$ODP_i = \frac{\partial(O_3)_i}{\partial(O_3)_{CFC11}}$$

d(O₃)_i dissociation de l'ozone dans son état d'équilibre causée par des émissions annuelles (flux en kg/an) de la quantité d'une substance émise. La contribution globale du système a la destruction de la couche d'ozone stratosphérique est évaluée suivant l'équation:

$$\text{Destruction de l' ozone (kg)} = \sum ODP_j * Q_{té} \text{ de la substance émise (kg)}$$

Cette approche est, comme pour le réchauffement global, de type 4, car elle inclut une analyse sur le devenir des substances à une analyse des effets

Commentaires

- Les ODP dépendent aussi de la durée de vie des substances dans l'atmosphère.
- Il y a un consensus international sur les valeurs des ODP.
- Les ODP sont ajustés régulièrement par le WMO (World Meteorological Organization) (1992).

C- Acidification

Chaîne cause-effet

Emission de substances acidifiantes (intervention)

Perturbation de l'équilibre acide/base de l'atmosphère (effet de 1^{er} ordre)

Acidification (effet de 2^{eme} ordre)

Dommmages sur les organismes (effet de 3^{eme} ordre)

etc.

C1 L'approche acide équivalent (The "Acid Equivalent" approach)

Trois approches ont été proposées:

a) Van Berkel & Crul (1990) ont proposé de sommer les acides équivalents des émissions NO_x, NH₃, et S₀₂ ; la somme est alors exprimée en acides équivalents.

Dans l'étude allemande (Anonymous, 1991), une approche similaire a été proposée dans laquelle les acides équivalents sont calculés de la façon suivante : le nombre d'ions hydrogène libérés par un composant est divisé par le poids moléculaire de ce composant.

b) Jensen & al (1992) ont suggéré qu'un acide équivalent correspond à :

32 g de S₀₂, 46 g de NO_x, 17 g de NH₃, et 36,5 g de HCl. Si cette approche est utilisée, ces valeurs massiques doivent être utilisées comme l'inverse des facteurs de pondération. Sur une base moléculaire, une mole de S₀₂ correspond à deux moles d'acide équivalent, et une mole des autres composants correspond a une mole d'acide équivalent.

c) Heijungs & al (1992) ont suggéré une approche légèrement différente de celle de Jensen dans laquelle les facteurs de pondération, qui sont les AP (Acidification Potential), ont été présentés comme des S₀₂- équivalents. L'AP est défini comme le rapport entre le nombre des équivalents du potentiel H⁺ (v_i) par l'unité de poids de la substance i (M_i) et le nombre des équivalents du potentiel H⁺ par l'unité de poids d'une substance de référence. On prend le dioxyde de soufre (S₀₂) comme référence ce qui donne l'équation suivante pour l'indice.

$$AP_i = \frac{\gamma_i / M_i}{\gamma_{SO_2} / M_{SO_2}}$$

M: masse en kg par mole

γ: nombre des équivalents du potentiel H⁺

On obtient la contribution d'un produit à cet effet en multipliant pour toutes les substances l'AP avec la quantité émise (m) puis en additionnant sur toutes les substances:

$$\text{Acidification} = \sum AP_i \cdot m_i$$

C2- L'approche protons libérés (The "protons released" approach)

Finnveden & al (1992) ont suggéré une approche dans laquelle l'effet est défini comme la quantité de protons libérés dans un écosystème terrestre donné. En effet, cette quantité dépend du devenir des composants dans ces écosystèmes.

L'application de cette approche est limitée aux écosystèmes terrestres qui sont similaires à ceux de l'Europe du Nord et de l'Europe Centrale.

Dans ces conditions:

- les S₀₂ (et certains composants sulfures) pourraient contribuer à 2 moles de protons par mole de sulfure,
- les HCl (et certains composés chlorés) peuvent contribuer à 1 mole de proton par mole de chlore,
- NO_x et NH₃ contribuent théoriquement à 0 ou 1 mole de protons, selon les caractéristiques du système terrestre.

Les facteurs de pondération sur une base molaire sont ainsi:

S₀₂ -----> 2 moles / mole S

HCl -----> 1 mole/mole Cl

NO_x et NH₃ -----> 0 ou 1 mole / mole N

Ces mêmes facteurs deviennent sur une base massique:

S₀₂ -----> 1 mole / 32 g de S₀₂

HCl -----> 1 mole / 36,5 g de HCl

NO_x -----> 0 ou 1 mole / 46 g de NO_x (NO_x est habituellement exprimé sous forme de NO₂),

NH₃ ----> 1 ou 0 mole / 17 g de NH₃

Deux scénarios (un scénario maxi et un scénario mini) sont effectués pour prendre en compte la variation dans la contribution des composés azotés (0 ou 1 mole par mole de N).

C3- L'approche "moins de cations de base" (The loss of base cations" approach)

Finnveden & al (1992) ont aussi proposé une seconde approche dans laquelle l'effet est défini comme "moins de cations de base". Cette approche peut donner des résultats légèrement différents, spécialement pour le Nitrogène. Cependant, les données quantitatives ne sont pas disponibles pour le moment.

Les approches "acides équivalents" et "protons libérés" sont des méthodes de type 3, car elles considèrent certaines informations relatives au devenir des substances. Cependant, dans l'approche "protons libérés", certaines propriétés des écosystèmes terrestres sont considérées. Ces propriétés peuvent, en effet, réduire la contribution des composés azotés à l'acidification.

Commentaires:

- Les approches "acides équivalents" et "protons libérés" sont en quelque sorte similaires bien qu'elles donnent des résultats différents. Les données fournies par l'approche "acides équivalents" correspondent à celle du scénario-maxi de l'approche "protons libérés".
- Le scénario-mini est dû au fait que la quantité des protons libérés des composés azotés peut être réduite dans certaines conditions environnementales.
- Si les protons restent dans la structure moléculaire, ils risquent d'être neutralisés et par conséquent les composés acides auront moins d'impact sur l'environnement.
- L'approche "protons libérés" est meilleure que l'approche "acides équivalents" sur le plan scientifique, car elle considère plus de processus dans la chaîne cause-effet.
- L'approche "acides équivalents" est cependant plus facile à mettre en oeuvre, car il n'y a pas ces deux scénarios.
- L'approche "moins de cations de base", n'est pas opérationnelle pour le moment du fait que les données nécessaires pour sa mise en oeuvre ne sont pas disponibles.

D- Eutrophisation

Définition : L'eutrophisation est l'accroissement de la productivité par enrichissement des sols et des eaux avec des nutriments minéraux (Van Straalen & Verkleij, 1991).

Chaîne cause-effet

émission des substances eutrophisantes (intervention)

perturbation de l'équilibre des nutriments (effet de 1^{er} ordre)

nitrification (effet de 2^{eme} ordre) diminution de la biodiversité (effet de 3^{eme} ordre)

etc.

D1- Agrégation séparée, type I (A "separate aggregation" approach, type I)

van Berkel & crul (1990) ont suggéré que des composés N & P émis dans l'eau soient agrégés séparément en deux sous-catégories. Dans cette approche seules les émissions dans l'eau ont été considérées.

D2-Agrégation séparée, type II (A "separate aggregation" approach, type II)

Jensen & al (1992) ont proposé de subdiviser l'eutrophisation en 4 sous-catégories:

- matières organiques, en DBO 5
- total-N dans l'eau, en kg N
- total-P dans l'eau, en kg P.
- N dans l'air, en kg N

D3- Une approche d'agrégation N & P (An aggregation of N and P approach)

Dans l'étude allemande (Anonymous, 1991, Anema, 1992), les émissions dans l'eau des composés N & P sont agrégées. Cette agrégation se base sur l'hypothèse qu'une molécule N équivaut à 10 molécules P. Du fait que ce facteur d'équivalence (N = 10 P) n'est pas fondé sur une base scientifique, la plupart des spécialistes ACV déconseillent cette méthode.

D4- Approche basée sur des scénarios (A scenario-based approach)

Dans cette approche, l'eutrophisation est définie en fonction de écosystème.

Pour les écosystèmes terrestres, Finnveden & al (1992) ont proposé l'"eutrophication, terrestre". Cette suggestion est basée sur le fait que les composés N sont des facteurs limitants pour la plupart des écosystèmes terrestres en Europe et en Amérique du Nord. Cet indicateur est obtenu en agrégeant des émissions N dans l'air .

Pour les écosystèmes aquatiques, Samuelson (1993) a proposé "l'eutrophisation, aquatique".

Si les émissions N, P. et matières organiques dans l'eau sont agrégées, on obtient l'effet max (Max effect). Cependant, deux scénarios ont été proposés:

- un pour les écosystèmes aquatiques qui sont limités par les composés P. et dans lesquels les émissions N n'ont pas d'effet ; dans ce cas on agrège seulement les composés P + les matières organiques.

- l'autre est relatif aux écosystèmes aquatiques qui sont limités par les composés N. et dans lesquels les émissions P n'ont pas d'effet : dans ce cas, on agrège les composés N + les matières organiques.

La définition suggérée pour l'effet est la consommation d'oxygène qui est causée par la minéralisation de la matière organique suite à l'émission des nutriments. Dans l'hypothèse d'une minéralisation complète incluant la dénitrification et d'une négligence des autres processus tels que le recyclage des nutriments, une mole de nitrogène correspond à 8,6 moles d'oxygènes consommées et une mole de Phosphore correspond à 138 moles d'oxygènes.

La consommation d'oxygène causée par des émissions de matières organiques peut être mesurée directement par la valeur de la DCO (Demande Chimique en Oxygène).

En résumé, cette approche est basée sur 4 scénarios:

- Les émissions N dans l'air,
- l'agrégation des émissions P et des mat. organiques,
- l'agrégation des émissions N et des mat. organiques.
- l'effet max: total-Neau + total-Peau + mat. organiques

D5- Une approche phosphate équivalent (A Phosphate-equivalents approach)

Heijungs et al. (1992) ont proposé une approche qui est basée sur la consommation d'oxygène dans les milieux aquatique et terrestre suite à une consommation élevée des produits azotés et phosphorés. La contribution d'une substance est exprimée par l'indice NP (Nutrification Potential).

Le NP est calculé en utilisant la composition moyenne des algues (Eijsackers et al. 1985) qui est considérée comme représentative de la composition moyenne de la biomasse. Il est défini comme le rapport entre le potentiel de biomasse en équivalent d'azote par la quantité émise d'une substance i (M_i) et le potentiel de biomasse en équivalent d'azote par la quantité émise d'une substance de référence (M_{ref}) comme PO_4^{3-} ce qui donne l'équation:

$$NP_i = \frac{\gamma / M_i}{\gamma_{PO_4^{3-}} / M_{PO_4^{3-}}}$$

γ : potentiel de biomasse en équivalent d'azote.

$Nutrification = \sum NP_i \times m_i$ avec m_i : qte émise de la substance i

Les deux dernières approches "scenario-based" et "phosphate-equivalent" peuvent être considérées comme des méthodes de type 3.

Commentaires

Les approches présentées dans les sections 4-4 et 4-5 sont basées sur la consommation d'oxygène. Cependant, l'approche phosphate équivalent présente les différences suivantes avec l'approche basée sur les scénarios:

- pas de différenciation entre les écosystèmes limités par les différents nutriments,
- il est supposé que les systèmes sont en équilibre et qu'un apport de nutriments pourrait causer une augmentation de la consommation d'oxygène,
- une autre différence est que les émissions de NO_x dans sont agrégées avec les émissions P et non traitées séparément comme dans l'approche basée sur des scénarios,
- la dernière différence provient du fait que les facteurs de pondération sont exprimés comme des phosphates équivalents.

Du fait que différents écosystèmes peuvent être limités par différents nutriments, l'agrégation des composés azotés et phosphorés devient problématique.

Les deux premières approches "A separate aggregation, versions 1 & 2" tiennent compte de cette difficulté, contrairement à l'approche "phosphate-equivalents". L'approche "scenario-based" une position qui est intermédiaire entre ces deux tendances extrêmes.

Les principales critiques pour ces différentes approches sont:

- par la définition, il apparaît dans toutes ces approches que tout nutriment rejeté dans l'environnement peut avoir un effet eutrophisant, alors que le processus d'eutrophisation se déclenche à partir d'un certain seuil,
- l'eutrophisation est maximale pour les concentrations moyennes et minimales pour les faibles et fortes concentrations ; l'évolution de la courbe dose/réponse est sigmoïdale, mais aucune de ces 2 approches ne peut la décrire.

E- Formation de photo-oxydants :

E1- L'approche d'agrégation basée sur la masse (The mass-based aggregation approach)

van Berkel & Crul (1990) ont suggéré que les COV, CO, et NO_x soient agrégés sur la base de leur masse sans pondération.

E2- L'approche POCP, version 1 (The POCP-approach, version 1)

Dans l'étude allemande (Anonymous 1991, Anema 1992), les POCP (Photochemical Ozone Creation Potential) ont été utilisés pour pondérer les différents gaz contribuant au smog photochimique. Il n'y a pas de détails dans cette étude sur la manière dont ils ont procédé.

E3- L'approche POCP, version 2 (The POCP-approach, version 2)

Finnveden & al (1992) ont suggéré que cette catégorie pourrait être subdivisée en deux sous-catégories, une pour les NOx et une pour les COV. Les valeurs de POCP sont entre autres choses, fonction des hypothèses sur les conditions (concentration, intensité du soleil, etc...) et l'horizon de temps. Ces hypothèses peuvent conduire à prendre des POCP différents pour les échelles locale et régionale. Pour des effets régionaux, les valeurs moyennes sur 4 jours sont recommandées

Pour des conditions correspondant à la Suède et les pays nordiques, des valeurs de POCP ont été recommandées. Pour des conditions correspondant au continent européen, les POCP choisis sont celles qui correspondent aux concentrations élevées de NOx.

E4- L'approche POCP, version 3 (The POCP-approach, version 3)

Heijungs & al (1992) préconise d'utiliser les valeurs de POCP obtenues par Derwent et son équipe en 1990. Les POCP sont exprimées en éthylène - équivalent.

L'approche "mass-based aggregation" peut être considérée comme une méthode de type 1.

Les approches POCP peuvent être décrites comme des méthodes de type 4, car elles incluent une analyse des effets (production de l'ozone) et une analyse générique de l'exposition.

Commentaires:

L'approche "mass-based aggregation" est trop simplificatrice, les approches POCP sont préférables car elles tiennent compte de plus d'informations environnementales.

IV.3.2.4 Impacts physiques (Physical impacts)

Les impacts physiques sont surtout liés aux accidents, ils peuvent avoir lieu au niveau du milieu de travail, ou durant la phase de consommation. Cette catégorie d'impacts est rarement prise en compte dans les ACV. Heijungs et al (1992) ont suggéré que le nombre de victimes soient agrégés sans pondération. Si cette approche est utilisée, le nombre de victimes peut être quantifié dans la phase d'inventaire.

IV.3.2.5 Impacts psychologiques incluant l'inconfort dû aux nuisances (Psychological impacts including discomfort due to nuisance)

Des exemples d'effets psychologiques sont: le stress, l'inconfort, la monotonie. La cause de ces effets peut être due à l'environnement psychosocial dans le milieu de travail. D'autres facteurs qui peuvent contribuer à ces effets sont le bruit, l'odeur, etc.

A- Odeurs (Smell)

Trois approches ont été proposées:

A1- van Berkel et Crul (1990) ont suggéré d'utiliser la DTO (Détection OdourThreshold) comme l'inverse du facteur de pondération. Pas de détails dans cette étude sur la définition de la DTO.

A2- dans une étude allemande (Anonymous, 1991, Anema, 1992). La superficie autour de la source émission affectée par plus d'une unité d'odeur par m³ (smell unit) est utilisée comme indicateur pour cet impact. Pas de détails dans cette étude sur la définition de cette unité.

A3- Heijungs et al (1992) ont suggéré d'utiliser l'OTV en kg/m³ (Odour threshold value) comme l'inverse du facteur W_j de pondération: $W_j = 1 / OTV_j$. L'OTV est défini comme la concentration d'une substance donnée dans des conditions standard définies à laquelle 50 % d'un échantillon représentation de la population peut juste détecter la différence entre un échantillon d'air mélangé avec la substance et un échantillon d'air propre. Dans le document du CML de 1992, sont présentées quelques OTV.

B- Bruit (Noise)

Deux approches ont été suggérées:

B1- Dans l'étude allemande (Anonymous, 1991, Anema, 1992), une approche, similaire à celle qui est utilisée pour les odeurs, est proposée pour le bruit.

Cette fois-ci, il s'agit de déterminer la superficie autour de la source où l'intensité du bruit est supérieur à 50 dB (A), qui est le niveau seuil.

B2- Heijungs et al (1992) ont suggéré que les bruits soient agrégés comme une production de sons (Pa² s).

IV.3.2.6 Epuisement des ressources

A- Agrégation des matières premières sans considération de la renouvelabilité (Aggregation of raw materials without consideration to renewability)

Il a été suggéré d'agréger toutes les matières premières, à l'exception de celles qui ne font pas partie du produit fini, telles que les fuels, les eaux de refroidissement, sur la base de leur masse et sans facteur de pondération (Baumann et al, 1992, Christiansen, 1991, Hunt et al, 1974). Dans cette approche, la même importance est donnée à toutes les matières premières. Elle répond à la définition du problème: "consommation des matières premières".

B- Agrégation des matières premières avec considération de la renouvelabilité (Aggregation of raw materials with consideration to renewability)

Jensen et al (1992) ont apporté une modification à la première approche. Deux catégories de matières premières sont considérées:

- les matières premières renouvelables
- les matières premières non renouvelables

Les matières premières non renouvelables ont été subdivisées en deux sous catégories en fonction de leur usage, destructif ou non.

L'agrégation des matières premières se fait donc sur la base de leur masse, de manière séparée, dans trois sous-catégories:

- les matières premières renouvelables
- les matières premières non renouvelables, et d'utilisation réversible
- les matières premières non renouvelables, et d'utilisation non réversible

Si cette approche est utilisée, le critère de classification des différentes matières au sein de ces 3 sous catégories doit être défini.

C- L'approche " % de matières épuisables" (The "% exhaustible materials" approach)

Van Berkel et Crul (1990) ont proposé le score suivant: Somme (des matières épuisables) divisée par la somme (matières épuisables + matières renouvelables).

D- Une approche basée sur la réserve de base pour les ressources peu abondantes (An approach based on the "reserve base" for "scare materials")

Heijung et al (1992) ont proposé une approche basée sur les données de réserve de base pour les ressources abiotiques ; en ce qui concerne les ressources biotiques une autre approche est proposée. La réserve de base est définie comme la partie de la réserve identifiée et répondant aux critères physico-chimiques relatifs aux pratiques actuelles d'extraction et de production.

Dans cette approche, le facteur de pondération est défini comme l'inverse de la réserve de base:

$$W_j = 1 / R_j \quad (1)$$

Seules les ressources dont l'épuisement est commencé, ou supposé avoir lieu dans les 100 prochaines années sont considérées.

E- L'approche vitesse d'épuisement des réserves (the "reserve-to-use ratio" approach)

Une étude allemande (Anonymous, 1991; Annema, 1992) présente une approche dans laquelle le facteur de pondération est perçu comme un taux de raréfaction annuelle de matière:

$$W_j = 1 / U_j = G_j / R_j \quad (2)$$

U_j = Vitesse épuisement de la réserve ou temps d'épuisement de la réserve

G_j = Consommation globale actuelle

R_j = Réserve actuelle (ressources inventoriées et profitables économiquement)

F- L'approche vitesse épuisement des réserves modifiées (A "modified reserve-to-use ratio" approach)

Fava et al. (1993) ont introduit deux modifications dans l'approche "vitesse épuisement des réserves", ils considèrent que le prélèvement de matières est d'autant plus problématique que la réserve est moins importante.

1 - Pour les matières non renouvelables:

$$W_j = 1 / U_j R_j = G_j / R_j^2$$

2 - Pour les matières renouvelables

$$W_j = (G_j - P_j) / R_j^2$$

P_j est le taux de renouvellement de matière

Il peut être noté que si la différence entre les taux de consommation et de renouvellement peut être négative ou nulle, la consommation de cette ressource peut être considérée sans contribution à l'épuisement de cette ressource.

G- Approche « pertes de matières premières » (ROUSSEAU, 1993)

Elles sont caractérisées par trois paramètres :

- la consommation de matières premières,
- la contribution à l'épuisement des réserves naturelles,
- la non "renouvelabilité" des matières premières consommées.

- Consommation de matières premières :

Ce paramètre correspond à la somme de toutes les matières premières consommées par l'anthroposystème, et sera exprimé en unité massique par unité fonctionnelle.

$$M'_i = \sum_j m'_{ij}$$

où :

M'_i : consommation par unité fonctionnelle des matières premières par l'anthroposystème i ,

m'_{ij} : masse par unité fonctionnelle de la matière première j , consommée par l'anthroposystème i ,

- Contribution à l'épuisement des réserves naturelles :

On évalue dans un premier temps la **période d'abondance** des réserves naturelles de la façon suivante (17) :

$$\text{Période d'abondance} = \frac{\text{réserve mondiale}}{\text{consommation mondiale annuelle}}$$

On définit et évalue la contribution à l'épuisement des réserves d'un système par un indice T_i correspondant à la moyenne des inverses des périodes, pondérée par la fraction massique de ces substances :

$$T_i = \frac{\sum_j m'_{ij} \frac{1}{a_j}}{M'_i}$$

avec :

a_j : abondance des réserves naturelles j .

M'_i : consommation par unité fonctionnelle de matières premières par l'anthroposystème i ,

m'_{ij} : masse par unité fonctionnelle de la matière première j , consommée par l'anthroposystème i ,

T_i varie donc de 0 à 1 an^{-1} , valeurs qui correspondent respectivement à une contribution nulle et totale à l'épuisement des réserves naturelles correspondantes.

- Non "renouvelabilité" des matières premières consommées :

On détermine d'abord le **temps relatif de renouvellement** des matières premières. Ce temps de renouvellement est estimé en prenant comme référence la valeur 1 pour la biomasse, matière première rapidement renouvelable par rapport aux matières fossiles. Ces dernières ne se renouvellent que très lentement, d'où un temps de renouvellement que nous avons estimé à dix mille fois supérieur à celui de la biomasse.

Les matières fissibles et minérales (exceptée l'eau), quant à elles, ne sont pas renouvelables, d'où un temps de renouvellement infini.

A partir de ce temps de renouvellement, on détermine ensuite un indice R_i de non "renouvelabilité" des matières consommées par l'anthroposystème i , de la manière suivante :

$$R_i = \frac{[\sum_j m'_{ij} (1 - \frac{1}{t_j})]}{M'_i}$$

où :

R_i : indice de non "renouvelabilité" des matières premières consommées par l'anthroposystème i ,

m'_{ij} : masse par unité fonctionnelle de la matière première j , consommée par l'anthroposystème i ,

t_j : temps relatif de renouvellement de la matière première j ,

M'_i : consommation par unité fonctionnelle des matières premières par l'anthrosystème i .

Cet indice R_i varie de 0 pour une "renouvelabilité" totale des matières consommées, à 1 pour une "renouvelabilité" nulle des matières consommées.

Tout cycle de vie est jugé d'autant plus écocompatible que sa consommation de matières premières (M'), sa contribution à l'épuisement des réserves naturelles (T) et la non "renouvelabilité" des matières premières consommées (R) sont plus petites.

IV. 4- EVALUATION :

Il s'agit manifestement de la partie la plus sensible des ACV. On peut assimiler le « bilan écologique » (les trois premières phases de l'ACV) à une photographie des conséquences environnementales d'une activité humaine ; si l'on dispose de photographies de différents systèmes rendant le même service, qui ont été prises dans les mêmes conditions, dans un même cadre donné et plus ou moins au même instant, leur comparaison au regard de leur impact environnemental global est alors envisageable.

Pour la plupart des ACV réalisées, le travail de comparaison s'est fait à partir de la lecture de l'écoprofil en comparant critère par critère l'évaluation des impacts. Cette méthode montre vite ses limites compte tenu du nombre de critères à prendre en compte et ne permet pas d'aboutir à une évaluation de l'impact environnemental global des différents systèmes.

De ce fait, le LAEPSI s'est intéressé aux méthodes d'analyse multicritère et d'aide à la décision qui semblent tout à fait indiquées pour répondre à cet objectif et ce pour deux raisons au moins :

- elles reposent sur la comparaison deux à deux des différents critères évitant ainsi une agrégation en un seul critère qui permettrait à une mauvaise note dans un critère d'être compensée par une bonne note dans un autre critère.

- elles prennent en compte non seulement des critères quantitatifs mais également des critères qualitatifs qui pourraient être évalués par un groupe de personnes ad hoc. C'est probablement d'ailleurs à ce niveau là que peut se concrétiser la nécessaire et inévitable négociation entre les divergences d'appréciation qui peuvent être portées sur un même impact par les différents acteurs concernés.

Examinons maintenant les procédures d'aide à la comparaison applicables aux ACV.

IV.4.1 Introduction :

Un des points les plus importants dans la comparaison des systèmes est celui du choix d'une méthode d'analyse multicritère. L'objectif de ce chapitre est de présenter les méthodes d'analyse multicritère applicables aux ACV.

Nous nous sommes principalement inspirés des travaux de ROY qui est considéré par la plupart des auteurs comme le fondateur de la méthodologie de surclassement multicritère d'aide à la décision et de la thèse de ROUSSEAU.

Nous commencerons par adopter une terminologie sémantique afin de développer les méthodes.

Le processus de décision porte sur des actions (a,b,c, ...) qui peuvent être des objets, des décisions, des candidats, ... L'ensemble de ces actions sera appelé A.

La comparaison de deux actions a et b, place le décideur face à quatre situations élémentaires fondamentales (ROY) :

Modélisation des quatre situations fondamentales de préférence dans la comparaison de deux actions potentielles

SITUATION	DEFINITION
INDIFFERENCE (I) : a et b sont équivalentes.	Elle correspond à l'existence de raisons claires qui justifient une équivalence entre les deux actions a et b.
PREFERENCE STRICTE (P) : - a strictement préférée à b ou - b strictement préférée à a.	Elle correspond à l'existence de raisons claires qui justifient une préférence significative en faveur de l'une des deux actions.
PREFERENCE FAIBLE (Q) : - a faiblement préférée à b ou - b faiblement préférée à a.	Elle correspond à l'existence de raisons claires qui infirment une préférence en faveur de l'une des 2 actions mais ces raisons sont insuffisantes pour en déduire soit une préférence stricte, soit une indifférence entre ces 2 actions.
INCOMPARABILITE (R) : a et b ne sont pas comparables.	Elle correspond à l'absence de raisons claires justifiant l'une des trois situations précédentes.

Dans notre étude, les actions considérées sont celles des sous-systèmes du cycle de vie d'un système sur l'environnement, à savoir :

- extraction des matières premières,
- rejet d'effluents liquides et solides,
- stockage des déchets en décharge.

Pour aboutir à une évaluation globale de toutes les conséquences de ces actions sur l'environnement, nous avons le choix entre la recherche opérationnelle utilisée depuis longtemps pour déterminer la meilleure solution d'un problème selon un seul critère et l'analyse multicritère d'aide à la décision.

La **recherche opérationnelle** postule, en général, l'existence d'un critère prépondérant pour comparer l'intérêt des différentes actions. Si cette méthode a été appliquée avec succès jusqu'au début des années 60, sa crédibilité a été depuis souvent remise en cause.

En effet, la recherche opérationnelle a échoué pour toutes les décisions de gestion que l'on ne peut pas isoler de leur contexte. Cela va par exemple du choix d'une nouvelle localisation industrielle au choix d'un nouveau produit parmi plusieurs prototypes, ou encore au tracé d'une autoroute. Le problème de la recherche opérationnelle est qu'elle recherche un optimum unique que l'on suppose exister ; or cette notion est parfois vide de sens car elle repose sur un postulat qui implique des contraintes difficiles à cerner parce que presque toujours implicites. Le postulat est le suivant : dans toute situation devant entraîner une décision, il existe au moins une décision qui, avec suffisamment de temps et de moyens, peut être objectivement démontrée comme étant la meilleure.

La première contrainte est la **contrainte de globalité** qui suppose que les différentes actions sont mutuellement exclusives. Or les mesures envisageables pour résoudre un problème sont souvent complémentaires, partielles et donc rarement globales.

La seconde contrainte est la **contrainte de stabilité**. Elle impose de "faire comme si" l'ensemble des systèmes n'était pas remis en cause en cours d'étude. Or l'étude d'un problème d'environnement est étalée dans le temps et évolutive en fonction d'informations nouvelles.

La troisième contrainte, celle de **comparabilité transitive**, est en fait la plus restrictive. Elle suppose que face à deux actions potentielles, deux situations seulement sont permises : il y a soit "préférence stricte" de l'une des actions par rapport à l'autre, soit "indifférence" entre les deux. Ces relations doivent être de plus obligatoirement transitives (Si A implique B et B implique C, alors A implique C). Sans cette contrainte, l'optimisation s'écroule.

Trois raisons justifient l'impossibilité, dans notre cas, de satisfaire à cette contrainte :

- l'optimisation ne tient pas compte de la situation d'incomparabilité ;

- elle n'admet pas que l'indifférence est parfois intransitive, ce qui débouche sur la notion de **préférence faible**. La relation d'indifférence n'est pas transitive : si A et B sont indifférents et B et C également, cela n'implique pas que A et C le sont. C'est ce qu'illustre POINCARÉ en soulignant qu'un poids A de 10 g et un poids B de 11 g produisent des sensations identiques ; de même pour le poids B et un poids C de 12 g. Pourtant, le poids A peut être facilement distingué du poids C ;

- elle ne tient pas compte du fait que la préférence elle-même n'est pas nécessairement transitive. C'est l'exemple du paradoxe de Condorcet, qui montre que dans un processus électoral, le candidat élu n'a pas forcément l'assentiment de la majorité des électeurs.

Confrontés dans notre cas aux insuffisances de la recherche opérationnelle, **l'analyse multicritère** peut apporter des explications et guider l'action, au moins dans les domaines où la décision humaine intervient. Elle est fondée sur les considérations suivantes :

- plusieurs critères sont pris en compte et ils sont en général conflictuels pour les décideurs ;

- par ailleurs, l'analyse multicritère tend à réaliser des arbitrages, à faire se succéder des compromis et non pas à atteindre un optimum. Ces compromis ou arbitrages ont pour objet de conférer aux critères des valeurs qui se trouvent compatibles avec une certaine forme d'équilibre.

Il apparaît donc bien que l'analyse multicritère permet de passer de critères multiples à des préférences globales et d'élaborer des éléments de réponses aux problèmes environnementaux

IV.4.2 Concepts de base de l'analyse multicritère :

A) Critères :

Les préférences s'appuient sur la comparaison des conséquences des actions. Une conséquence est soit un attribut d'une action (par exemple efficacité énergétique d'un système), soit une résultante d'une action (par exemple conséquence toxique). Les évaluations des conséquences sont caractérisées par des nombres réels et forment un ensemble discret complètement ordonné. Une fois les évaluations des conséquences bornées inférieurement et supérieurement, on aboutit à un ensemble fini, complètement ordonné (cet ordre reflétant la préférence), qui constitue une échelle d'évaluation que l'on appellera G.

Les critères représentent les conséquences des différentes actions qui permettront de les juger.

Un critère est donc une fonction g à valeurs réelles, définie sur l'ensemble A des actions, qui prend ses valeurs dans un ensemble G_g totalement ordonné et qui représente les préférences du décideur.

Par convention, tout critère sera noté g et l'évaluation d'une action a , suivant le critère g , sera notée $g(a)$. L'ensemble des critères sera appelé F.

Compte tenu de la construction des échelles des critères du bilan écologique, les préférences vont dans le sens décroissant des évaluations des critères, c'est à dire qu'une action quelconque a est d'autant meilleure selon un quelconque critère g que le nombre $g(a)$ est plus petit.

Les actions sont comparées sur la base d'un axe de signification recouvrant les différents aspects de leurs conséquences. On modélise cette comparaison conformément à ;

$$g(a) \leq g(b) \text{ ---> } a S_g b$$

S_g étant une relation de préférence restreinte à l'axe de signification du critère g .

ROY distingue plusieurs types de critères : les "vrais critères" et les "pseudo-critères".

Un vrai critère est un critère g tel que :

$$g(a) \leq g(b) \text{ ---> } \begin{aligned} & a I_g b \text{ si } g(a) = g(b) \text{ (relation d'indifférence)} \\ & a P_g b \text{ si } g(a) < g(b) \text{ (relation de préférence stricte)} \end{aligned}$$

Ces relations d'indifférence (I) et de préférence stricte (P) ont un pouvoir discriminant absolu et sont trop strictes pour pouvoir être appliquées à de nombreux critères et en particulier à certaines conséquences écologiques.

En effet,

- la part d'imprécision, d'incertitude, d'indétermination qui affecte les valeurs attribuées aux critères

- le caractère peu ou prou discutable du procédé de calcul qui détermine la valeur du critère, sont autant d'éléments qui incitent à regarder la différence $g(a) - g(b) (\neq 0)$ comme non significative d'une préférence stricte, dès lors que cette différence est jugée trop petite. Le facteur susceptible d'intervenir pour apprécier la plus ou moins grande importance de la différence $g(a) - g(b)$ est la position de l'intervalle $[g(a), g(b)]$ sur l'échelle Gg . Pour cela, ROY définit un seuil d'indifférence et un seuil de préférence associés à un critère, destinés à apprécier le caractère plus ou moins significatif de l'écart qui peut exister entre les évaluations de deux actions :

Seuil d'indifférence associé au critère g (q_g):

Pour tout (a, b) appartenant à A ,

$$\begin{aligned} 0 \leq \dot{U}g(a) - g(b)\dot{U} \leq q_g \text{ ---> } & a I_g b \\ g(b) - g(a) > q_g \text{ ---> } & a S_g b \\ \text{ou } g(a) - g(b) > q_g \text{ ---> } & b S_g a \end{aligned}$$

avec $S_g = \{ Q_g \text{ (préférence faible sur } g), P_g \text{ (préférence stricte sur } g) \}$

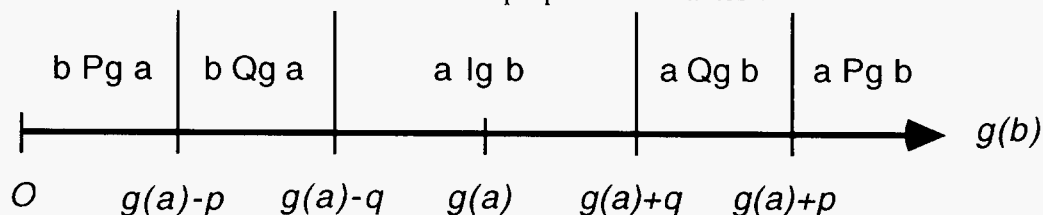
Seuil de préférence associé au critère g (p_g):

Pour tout (a,b) appartenant à A ,

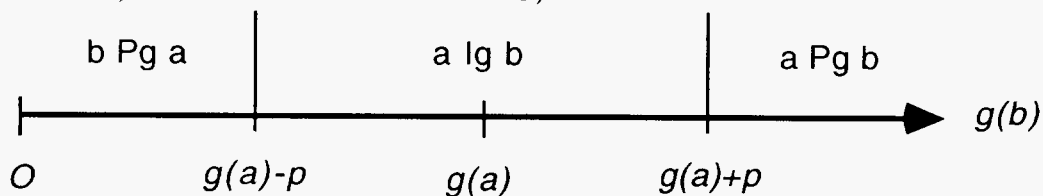
$$\begin{aligned} g(a) - g(b) > p_g \text{ ---> } & b P_g a \\ \text{ou } g(b) - g(a) > p_g \text{ ---> } & a P_g b \\ q_g < g(a) - g(b) \leq p_g \text{ ---> } & b Q_g a \\ \text{ou } q_g < g(b) - g(a) \leq p_g \text{ ---> } & a Q_g b \end{aligned}$$

A partir de ces seuils (q,p) , ROY définit les critères suivants :

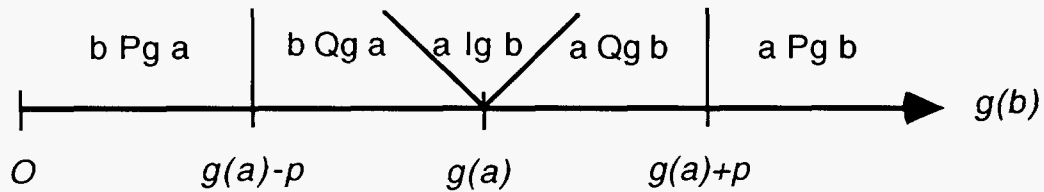
Un pseudo-critère est un critère vérifiant les propriétés suivantes :



Un pseudo-critère est appelé quasi-critère quand pour tout a appartenant à A , le seuil d'indifférence (q) est égal au seuil de préférence (p)



Un pseudo-critère est appelé **pré-critère** si pour tout a appartenant à A , le seuil d'indifférence (q) est nul.



Selon leurs caractéristiques, les critères environnementaux seront soit des vrais critères, soit des pseudo-critères.

Importance relative des critères :

Le décideur peut juger légitimement que les différents critères environnementaux n'ont pas la même importance relative. Pour pouvoir exprimer son choix, il peut avoir recours à deux paramètres : le coefficient de pondération et le seuil veto.

Coefficient de pondération (k_g) :

A chaque critère g , on associe un nombre strictement positif k_g qui a pour rôle de caractériser la plus ou moins grande influence que l'on accorde au critère g .

Il faut souligner que les coefficients de pondération ne sont pas interprétés de la même manière d'une analyse multicritère à une autre, du fait de l'utilisation différente qui en est faite. Nous reviendrons plus tard sur l'importance de ces coefficients de pondération.

Seuil veto (v_g) :

Le seuil veto permet d'exclure une action, si l'on juge que son évaluation pour un critère donné est inacceptable pour pouvoir garder cette action comme solution au problème multicritère posé, et ceci quelque soit son évaluation pour les autres critères.

Ce seuil veto peut être **relatif**, et varie le long de l'échelle d'évaluation du critère considéré :

soient deux actions a et b , si $g(a) - g(b) \geq v_g \implies \text{non } (a S_F b)$

avec S_F relation de préférence sur tous les critères de F .

Il peut être **absolu** et dans ce cas il est constant sur l'échelle d'évaluation du critère :

si $g(a) \geq v_g \implies \text{pour tout } b \text{ appartenant à } A, \text{ non } (a S_F b)$

Notons que Roy ne considère dans sa théorie que le seuil veto relatif.

Le seuil veto (v_g) est évidemment supérieur au seuil de préférence (p_g) ; l'importance du critère est alors fonction du rapport v_g / p_g .

B) Famille cohérente de critères :

Après avoir défini un ensemble de critères F , il se pose alors la question de l'adéquation de F au problème posé. Selon ROY, cette interrogation est double :

- "les aspects des conséquences qui ont trait à l'axe g sont-ils convenablement modélisés par le critère g , compte tenu de la présence des critères g' ?"

- "les n axes de signification auxquels renvoient les critères de F sont-ils séparément pertinents et globalement nécessaires et suffisants pour atteindre le but recherché ?"

En d'autres termes, l'ensemble F est-il **cohérent** vis à vis du problème posé.

Pour cela, F doit répondre à 3 exigences :

- exigence d'exhaustivité ;
- exigence de cohésion ;

- exigence de non redondance.

Exigence d'exhaustivité :

Pour satisfaire cette exigence, il faut vérifier qu'il est insensé de concevoir deux actions a et b dont l'évaluation pour chaque critère de F serait identique et à propos desquelles on voudrait pourtant faire intervenir une autre relation que l'indifférence dans le modèle des préférences globales. Ceci est formalisé mathématiquement par ROY de la façon suivante :

Si $g(a) = g(b)$, pour tout g appartenant à F, alors quelle que soit l'action c :

$$c \text{ SF } a \text{ ---} c \text{ SF } b$$

$$a \text{ SF } c \text{ ---} b \text{ SF } c$$

avec SF relation de préférence sur l'ensemble F des critères.

Ainsi, l'exhaustivité des critères environnementaux doit être l'une des préoccupations dans les ACV.

Exigence de cohésion :

Avant d'en donner la définition, prenons un exemple :

Soient a et b, deux actions vérifiant $g(a) = g(b)$. Imaginons que, pour diverses raisons, on soit amené à réviser légèrement à la hausse la performance $g(b)$ et légèrement à la baisse la performance $g(a)$, l'écart entre les nouvelles valeurs $g'(b) - g'(a)$ restant inférieur à la valeur seuil d'indifférence. Une différenciation de si faible ampleur, ne devrait pas changer les résultats de la comparaison entre les actions a et b. Par contre, ce phénomène peut arriver par effet de cumul, c'est à dire que le cumul d'écarts non significatifs peut devenir significatif.

Selon ROY, ceci pourrait s'expliquer par la présence d'interdépendances entre les critères, lesquelles peuvent, seules, être à l'origine d'un phénomène de synergie capable de conférer un pouvoir discriminant à une réunion d'écarts qui, considérés isolément, en sont dépourvus.

"Cette exigence vise à cerner le minimum de cohésion qui doit exister entre le rôle dévolu localement à n'importe quel critère g au niveau des préférences restreintes à son axe de signification et le rôle dévolu au même critère g une fois immergé dans F au niveau des préférences globales. Ce minimum de cohésion doit en outre prendre en considération le caractère non significatif d'un écart de performance inférieur au seuil d'indifférence".

Cette exigence de cohésion n'est pas toujours satisfaite dans les différents critères environnementaux de l'ACV (par exemple entre écotoxicité et acidification).

Exigence de non redondance :

Elle consiste à éliminer de F la présence de critères superflus. Pour satisfaire cette exigence, ROY propose de vérifier l'axiome suivant : "F ne comporte aucun critère redondant, en ce sens que le retrait de n'importe quel critère de F définit une famille qui met en défaut l'un au moins des axiomes d'exhaustivité et de cohésion".

IV.4.3 Choix d'une méthode d'analyse multicritère :

Résoudre un problème de décision multicritère en matière d'environnement ne consiste pas à rechercher un optimum unique, car dans ce domaine, il existe plusieurs optima qui sont des compromis. Ceci peut choquer intellectuellement plus d'un lecteur, car on observe en effet actuellement dans notre société un phénomène culturel fondé sur la recherche de l'optimum unique, qui a pour conséquence de rejeter tout ce qui sort du schéma de l'optimisation.

L'objectif est uniquement d'aider le décideur à maîtriser les données fort complexes dans le domaine de l'environnement et à le faire progresser vers la meilleure stratégie environnementale (le meilleur compromis).

Examinons maintenant les différentes méthodes d'analyse multicritère.

A) Méthodes d'analyse multicritère :

Un problème de décision multicritère est une situation où, ayant défini un ensemble A d'actions et une famille F cohérente de critères sur A, on désire :

- aider à choisir la (ou les) meilleure(s) action(s) ("**procédure α** " de sélection), ou
- aider à trier les actions suivant des normes pré-établies ("**procédure β** " de tri pour séparer les "bonnes" actions des "moins bonnes"), ou
- aider à ranger les actions selon un ordre de préférence décroissante ("**procédure γ** " de classement).

On distingue généralement trois familles de méthodes :

Familles	Appellation selon ROY	Appellation selon SCHARLIG
1) Méthodes interactives	Approche du jugement local interactif avec itérations essai-erreur	Agrégation locale
2) Méthodes de l'utilité multi-attribut	Approche du critère unique de synthèse excluant toute incomparabilité	Agrégation globale
3) Méthodes de surclassement	Approche de surclassement de synthèse acceptant l'incomparabilité	Agrégation partielle

Typologie des méthodes d'analyse multicritère

Examinons successivement les trois types de méthodes :

1) Méthodes d'agrégation locale :

Ce sont des méthodes qui alternent des étapes de calculs et des étapes de dialogues ; par exemple, le tracé d'une autoroute nécessite au préalable différentes étapes de négociation avec les riverains. Elles ne correspondent donc pas à notre cas parce qu'elles sont trop réduites à leur objet.

2) Méthodes d'agrégation globale :

Ces méthodes recherchent une **fonction d'utilité** qui agrège tous les points de vue à prendre en compte et attribuent une valeur pour chaque action. Une simple comparaison de ces résultats permet de comparer les actions. On se rapproche ainsi de la démarche monocritère. De plus, toutes les actions doivent être dans ce cas commensurables. Or, la possibilité de prendre en compte des critères non quantifiables est un des avantages de l'approche multicritère.

Il existe plusieurs types de modèles :

*** Modèle additif :**

La fonction d'utilité est une moyenne éventuellement pondérée :

$$G(a) = \frac{g_1(a) p_1 + g_2(a) p_2 + \dots + g_n(a) p_n}{p_1 + p_2 + \dots + p_n}$$

Tous les critères doivent être ramenés à une échelle commune.

*** Modèle multiplicatif (multiplication "de ratios") :**

Dans ce cas, les échelles peuvent être quelconques. Une des actions (a') est prise comme référence ; il a été démontré que le résultat est indépendant de ce choix. Toutes les évaluations, éventuellement pondérées, sont divisées par l'évaluation correspondante de cette action de référence.

On fait ensuite le produit par ligne pour obtenir l'évaluation globale (G) de l'action a :

$$G(a) = [g_1(a) / g_1(a')]]^{p^1} [g_2(a) / g_2(a')]]^{p^2} \dots [g_n(a) / g_n(a')]]^{p^n}$$

Certaines méthodes ACV comme CML, NOH, BMW, EPS, Ecopoint, qui sont présentées dans la chapitre V, sont des méthodes d'agrégation globale.

3) Méthodes d'agrégation partielle :

Elles permettent de comparer les actions deux à deux et d'établir des relations de surclassement entre ces actions. Ces relations sont définies par ROY comme suit : **"Une relation de surclassement est une relation binaire S définie dans l'ensemble A des actions, telle que a S b si, étant donné ce que l'on sait des préférences du décideur et étant donné la qualité des évaluations des actions et la nature du problème, il y a suffisamment d'arguments pour admettre que a (action surclassante) est au moins aussi bonne que b (action surclassée), sans qu'il y n'ait de raison importante de refuser cette affirmation"**.

La relation de surclassement doit obéir à une **condition de concordance** qui permet de vérifier qu'une certaine majorité de critères se dégage en faveur de l'action surclassante. On soumet en même temps cette relation à une **condition de non discordance**, imposant le fait qu'il n'existe pas une trop forte pression, dans un des critères de la minorité, en faveur du surclassement inverse.

Les méthodes de surclassement diffèrent notamment par la façon de formaliser ces définitions.

Les premières méthodes de surclassement dites Electres, ont été élaborées par ROY. Les Electres I et II se construisent avec des vrais critères alors que les Electres III et IV le sont avec des pseudo-critères. Quand on considère les trois premières Electres, indépendamment du fait que la première est alpha et les deux autres gamma, on remarque une progression vers une exploitation de plus en plus fine et nuancée de l'information. Mais en plus de cette progression, les méthodes sont de plus en plus complexes et donc de moins en moins transparentes.

Electre III a la particularité de se baser sur une relation de surclassement qui a le mérite, par rapport à une relation ordinaire, d'être moins sensible aux variations des données et des paramètres considérés. Elle nécessite l'introduction, pour chaque critère, d'un seuil veto et d'un coefficient de pondération.

Electre IV ressemble à Electre III, en ce sens qu'elle recourt elle aussi à des seuils ; mais elle s'en distingue par l'abandon des poids sur les critères.

Récemment, une nouvelle Electre a vu le jour, Electre IS, qui est une généralisation d'Electre I, mais à la différence de cette dernière, Electre IS prend en compte les pseudo-critères.

Le problème de la détermination des poids, dans les méthodes de surclassement, a toujours préoccupé les chercheurs. Certains auteurs ont considéré le cas où l'on dispose d'une relation d'importance sur les critères mais que l'on ne désire pas quantifier par des poids (méthodes Melchior, Prométhée). La méthode Prométhée, analogue à Electre III, a retenu notre attention car elle se base sur des concepts et des paramètres physiques. Mais les seuils d'indifférence et de préférence sont constants et aucune notion de discordance n'y est introduite. Comme le confirme SIMOS, la méthode Prométhée ne présente pas la finesse et le respect des nuances d'Electre III.

Caractéristiques de quelques méthodes d'analyse multicritère

Méthode	Type de procédure (α, β, γ)	Type de critère	pondération des critères
agrégation globale : * Modèles additif et multiplicatif * Méthode JOUANY-VAILLANT	α, β, γ γ	Vrai critère Vrai critère	oui non mais classement
agrégation partielle : * Electres : Electre I Electre II Electre III Electre IV Electre IS * Melchior, méthode ordinale (pas de notion de discordance) * Promethee (pas de notion de discordance)	α γ γ γ α γ γ	Vrai critère Vrai critère Pseudo-critère Pseudo-critère Pseudo-critère Pseudo-critère Pseudo-critère	oui oui oui non mais classement oui non mais classement oui

B) Critères de choix d'une méthode d'analyse multicritère :

Pour pouvoir choisir une méthode adéquate au problème posé, il est important de savoir comment interagissent les critères entre eux. Cette interaction peut être appréhendée, selon VINCKE, à partir des trois notions suivantes :

- la compensation ;
- les coefficients de pondération ;
- l'indépendance.

Examinons ces trois notions qui sont d'une grande importance dans le choix d'une méthode d'analyse multicritère :

1) La compensation :

Choisir une méthode d'agrégation multicritère, c'est choisir un type de "compensation" entre les critères. De façon intuitive, l'aspect compensatoire d'une méthode traduit la relation qu'une bonne évaluation dans un critère compense une mauvaise évaluation dans un autre critère. Les méthodes Electre sont des exemples de méthodes non compensatoires, elles favorisent des actions moyennes, au détriment d'actions très bonnes sur certains critères, et mauvaises sur d'autres. Une méthode non compensatoire nécessite une relation d'importance relative entre les critères et un ensemble de discordance.

Le modèle additif de l'agrégation globale est l'exemple type d'une méthode fortement compensatoire.

Pour la plupart des problèmes d'agrégation multicritère auxquels nous sommes confrontés, nous nous livrons à des raisonnements compensatoires. Pour ce qui concerne l'environnement, les méthodes compensatoires ne conviennent absolument pas, car il est évident qu'un impact écologique grave sur un écosystème ne peut, en aucun cas, être compensé par un impact anodin sur un autre écosystème.

De plus, dans le choix d'une méthode d'analyse multicritère, comme le souligne SIMOS, les deux approches de type surclassement (méthodes non compensatoires) et de multi-attribut (méthodes compensatoires) sont difficilement comparables car elles donnent un sens différent aux coefficients de pondération.

2) Les coefficients de pondération :

Le choix de ces coefficients est primordial dans l'analyse multicritère. Dans le domaine de l'environnement, si tout le monde s'accorde pour dire que les impacts environnementaux n'ont pas le même poids, aucun consensus n'existe sur leur quantification. Plusieurs procédures de choix ont été proposées :

- choix reflétant des valeurs et des préférences sociales (avis d'un groupe d'experts ou sondage d'opinion),
- choix en fonction du coût sociétal des dommages environnementaux (difficilement chiffrable actuellement),
- choix en fonction de l'état des différents milieux (évalué à partir d'indicateurs d'état).

Il apparaît inévitable qu'une partie de subjectivité plus ou moins grande selon la procédure intervient dans le choix des coefficients de pondération. Il est important pour la crédibilité des résultats d'expliquer autant que possible cette subjectivité et d'en présenter les différents niveaux.

De plus, le choix de la pondération est fonction de l'objectif de l'ACV et de la méthode d'analyse multicritère :

Dans la méthode de la moyenne pondérée, les poids sont en réalité des constantes d'échelles. Si l'on change l'unité dans laquelle est exprimé un critère, son poids change. Les poids se traduisent en termes de gain sur un critère, permettant de compenser une perte sur un autre critère, et non en terme d'importance des critères.

Dans les méthodes comme Electre, l'interprétation des poids est totalement différente. Pratiquement, le poids d'un critère, dans cette méthode, joue le même rôle qu'un nombre de voix dans une procédure de vote.

Enfin, dans toute analyse multicritère, il est recommandé de réaliser une analyse de la robustesse. Cette analyse cherche à déterminer la domaine de variation de certains paramètres (coefficient de pondération, évaluation des critères) dans lequel le résultat reste stable.

3) L'indépendance des critères :

Il est clair que la définition même des critères implique qu'ils ne soient pas interactifs (exigence de cohésion). La notion d'interaction correspond au fait que certains critères ont sur la décision finale des influences qui sont liées entre elles. Leurs influences ne s'ajoutent pas par simple juxtaposition. L'influence d'un critère varie en fonction de la situation globale dans laquelle il se trouve inséré. Par exemple, dans notre cas, si une matière première est consommée en quantité importante, il est encore plus grave que les réserves naturelles de cette matière soient faibles, d'autant plus que cette matière n'est pas renouvelable.

Toutefois, éliminer un critère parce qu'il est fortement corrélé à un autre, revient à perdre de l'information qui, en terme d'aide à la décision, n'est pas nécessairement redondante et peut donc être utile, voire indispensable. Pour remédier à ce problème, ROUSSEAU propose d'agrèger les critères interactifs par une méthode d'agrégation globale prenant en compte ces interactions ; méthode JOUANY-VAILLANT modélisée.

En conclusion, certaines méthodes d'analyse multicritère sont appropriées aux ACV. Le choix de cette méthode dépend :

- du type de procédure (α, β, γ),
- du caractère non compensatoire,
- du type de critère (vrai critère, pseudo-critère),
- de la prise en compte de poids.

CHAPITRE V : LES METHODES ACV

L'objet de ce chapitre est de présenter les principales méthodes ACV proposées aujourd'hui, en insistant sur les aspects les plus différenciateurs.

La phase d'inventaire de l'ACV est aujourd'hui standardisée, et notre objectif n'est pas de juger de la compétence particulière de chacun à conduire correctement un inventaire ACV. Le déroulement-type de l'inventaire, ainsi que les principales difficultés méthodologiques ont déjà été présentés dans le Chapitre IV.

Dans ce chapitre, nous nous sommes donc concentrés sur la phase d'analyse des impacts (étapes 2, 3 et 4), qui constitue le véritable aspect différenciateur des méthodes actuelles. Il s'agit en effet d'une procédure qui est encore loin d'être normalisée, tant les difficultés théoriques et méthodologiques sont grandes. Aucune des méthodes présentées jusque-là n'est totalement acceptée.

Le but est de permettre aux industriels membres de RECORD de se faire une opinion personnelle sur la portée et les limites propres à chaque méthode.

Ce chapitre s'est limité à une présentation générale des principes méthodologiques et des règles de calcul propres à chaque méthode, lorsque celles-ci sont accessibles. Autrement dit, i) aucune base de données ne sera annexée au présent chapitre, ii) aucune étude de cas concret ne sera discutée. Une analyse critique de ces méthodes est réalisée dans le chapitre VI.

16 méthodes sont présentées dans ce chapitre, dans leur ordre d'apparition chronologique pour 13 d'entre elles. Les 3 approches développées par BIO IS n'ont fait l'objet d'aucune communication publique à ce jour, et doivent donc être considérées comme **confidentielles**.

- 1 - Méthode Boustead (1974, UK)
- 2 - Méthode Franklin Associates (1974, USA)
- 3 - Méthode des Volumes critiques (1984, Suisse)
- 4 - 1^{ère} méthode CML (Centre d'études Environnementales de Leiden) (1990, Pays-Bas)
- 5 - Méthode des Ecopoints (1990, Suisse)
- 6 - Système EPS (Environmental Priority Strategy) (1991, Suède)
- 7 - Méthode VNCI (Association des Industries Chimiques Danoises) (1991, Pays-Bas)
- 8 - 2^{ème} méthode CML (1992, Pays-Bas)
- 9 - Méthode de l'Institut IVL (Institut de Recherche Env. Suédois) (1992, Suède)
- 10 - Méthode INSA (1993, France)
- 11 - Méthode ECOBILAN (1995, France)
- 12 - Méthode NOH (National Reuse of Waste Research programme) (1995, Pays-Bas)
- 13 - Méthode BMW (1995, Allemagne)
- 14 - Méthode BIO IS 1 : ACV Simplifiée (confidentiel)
- 15 - Méthode BIO IS 2 : ACV "Eco-pression" (confidentiel)
- 16 - Méthode BIO IS 3 (confidentiel)

V.1-METHODE BOUSTEAD (THE OPEN UNIVERSITY, 1974 - 1995) [UK]

PRESENTATION

Cette méthode s'arrête délibérément à la phase d'inventaire de l'ACV, sans chercher à évaluer les conséquences environnementales des flux inventoriés. Les flux sont néanmoins rangés en rubriques, selon leur nature ou leur destination physique.

Les rubriques génériques de l'inventaire sont les suivantes :

- 1 - Energie (de process et de transport), en MJ
- 2 - Energie contenue dans le produit (feedstock), en MJ
- 3 - Matières premières, en g
- 4 - Emissions dans l'air, en g
- 5 - Rejets dans l'eau, en g
- 6 - Déchets solides, en g

Le format des rubriques de l'inventaire :

- 1 - Energie (de process et de transport) : charbon, pétrole, lignite, gaz naturel, hydroélectricité, nucléaire.
- 2 - Energie contenue (feedstock) : pétrole ou gaz naturel.
- 3 - Matières premières : le contenu de cette rubrique diffère évidemment selon le système étudié; il faut noter que seules les matières minérales et l'eau sont comptabilisées.
- 4 - Emissions dans l'air : selon le système étudié (la liste de base comprend les flux suivants : poussières, CO, CO₂, SO_x, H₂S, NH₃, Cl₂, HCl, F₂, HF, R.CHO, Pb, Hg, Hydrocarbons, other metals, organics, other).
- 5 - Rejets dans l'eau : selon le système étudié (la liste de base comprend les flux suivants: BOD, COD, Pb ions, Fe ions, Acid as H⁺, NO₃, Hg, NH₄, Cl⁻, CN⁻, F⁻, Phosphate P₂O₅, Detergent/oil, Other metals, suspended solid, dissolved organics, hydrocarbon, organo-chlorine, other N, dissolved solid, other).
- 6 - Déchets solides : selon le système étudié (par exemple : mineral waste, slag & ash, mixed industrial, non-toxic chemicals, toxic-chemicals).

DISCUSSION

Point fort

- Les résultats présentés se limitent aux seuls aspects **factuels et vérifiables**.

Points faibles

- Le format de l'inventaire ne tient pas compte de la **distribution spatio-temporelle des flux** recensés.
- Les résultats ne permettent pas, tels quels, la prise de décision : le nombre de critères est trop important et leur **importance relative est laissée à l'appréciation de chacun**.
- De plus, aucune indication particulière n'est apportée concernant la précision des résultats de l'inventaire, ni leur significativité.

REMARQUE IMPORTANTE :

Les rubriques de l'inventaire, qui ont été présentées ci-dessus, sont aujourd'hui utilisées telles quelles dans toutes les méthodes connues jusque-là. Autrement dit, pour la présentation des autres méthodes ACV, nous ne parlerons plus du format de l'inventaire, mais nous nous limiterons aux modalités de traitement des résultats de l'inventaire. Les remarques concernant les faiblesses actuelles de l'inventaire s'appliquent donc à l'ensemble des autres méthodes présentées ci-après.

V.2 METHODE FRANKLIN ASSOCIATES (HUNT ET AL, 1974) [USA]

PRESENTATION

- Dans cette méthode, les flux de l'inventaire ne sont quantifiés que du point de vue volumique et massique, puis sont simplement additionnés par catégorie :

<u>Thème</u>	<u>Unités</u>
Emissions atmosphériques	kg
Rejets dans l'eau	kg
Déchets solides industriels	m ³
Déchets ménagers	m ³
Matières premières	kg
Energie	Joules
Eau	litres

DISCUSSION

- Cette approche, la première qui ait été proposée, n'est plus du tout utilisée aujourd'hui : aucune justification ne permet en effet de procéder à l'addition de chaque flux au sein de chaque catégorie, pour en déduire la représentation d'un impact hypothétique.
- Depuis la fin des années 80, Franklin Ass. a suivi la démarche préconisée par I. Boustead, et qui consiste à refuser tout type d'analyse des impacts à partir de l'inventaire ACV, puisque les connaissances scientifiques ne permettent pas de justifier sérieusement une telle démarche.
- Depuis 1995, Franklin Ass. développe une nouvelle approche - orientée-effets, et utilisant quelques indicateurs CML (cf approche CML orientée-effets). Celle-ci consiste à ne prendre en considération, dans la phase d'analyse des impacts, que les flux de l'inventaire qui ne font actuellement l'objet d'aucune réglementation ou norme (cf approche ACV de BMW). Dans le détail, cette approche n'est pas encore rendue publique - elle est encore au cours de développement.

V.3 - LA METHODE DES VOLUMES CRITIQUES (BUS, 1984), MISE A JOUR (HABERSATTER, 1991) [SUISSE]

PRESENTATION DE LA METHODE

Les flux de l'inventaire ACV sont utilisés pour calculer quatre indices, deux d'entre eux introduisant les notions de seuils critiques en terme de pollution :

<u>Catégorie</u>	<u>Unité</u>
Volume d'air critique	m ³
Volume d'eau critique	dm ³
Déchets solides	cm ³
Equivalent énergétique	MJ

Les volumes critiques sont calculés en divisant les émissions pour chaque polluant par des valeurs limites pour l'eau ou l'air; ces valeurs limites étant conformes aux normes existantes :

$$\text{Volume critique (m}^3\text{/kg)} = \frac{\text{Emission (mg/kg)}}{\text{Concentration maximale admissible (mg/m}^3\text{)}}$$

Signification :

Le volume critique d'eau (resp. d'air) représente, d'un strict point de vue théorique, le volume d'eau (resp. air) nécessaire pour diluer les émissions jusqu'à un niveau conforme avec les normes existantes.

Sélection des concentrations max. admissibles :

Les valeurs limites (concentration maximale admissible) sont définies en référence aux normes existantes. Dans les publications princeps, les valeurs limites sont tirées :

- pour l'eau : de l'ordonnance fédérale suisse sur le déversement des eaux usées,
- pour l'air : de l'ordonnance sur la protection de l'air (OPAIR), pour la concentration maximum d'immissions à charges constantes (MIK); les valeurs limites pour les polluants non pris en compte dans l'ordonnance précédente sont tirées des valeurs maximum de concentration au poste de travail (MAK) pour une exposition de 8-9 h/ j.

Flux pour l'eau

- corps solides
- plomb
- cadmium
- fer
- cuivre
- mercure
- ammoniaque/ammonium
- chlorures
- cyanures
- fluorures
- sulfures
- composés organ. dissous
- DBO
- huiles + graisses saponifiées
- hydrocarbures totaux
- solvants chlorés
- composés organ. chlorés
- phénols

Flux pour l'air

- poussières/particules
- monoxyde de carbones
- ammoniaque
- oxydes d'azote
- acide chlorydrique
- oxyde de soufre
- chlore
- fluorures
- acide fluorhydrique
- mercaptane
- hydrogène sulfuré
- hydrocarbures
- aldéhydes
- autres composés organiques
- plomb
- mercure
- cadmium

Equivalent énergétique

La méthode du BUWAL présume que la totalité du courant nécessaire provient du réseau interconnecté UCPTTE 88 (Union pour la Coordination de la Production et du Transport de l'Electricité). ce réseau reflète le scénario de l'interconnexion propre à l'Europe de l'Ouest, scénario fondé sur les chiffres de production de 1988. Ce modèle UCPTTE 1988 donne la formule suivante :

$$E_{eq} = E_{Th} + \frac{3,6}{r} E_{él} \quad [MJ]$$

- E_{eq} : équivalent énergétique (MJ)
- E_{Th} : énergie thermique (MJ)
- $E_{él}$: énergie électrique (kWh)
- r : rendement moy. (=0,378 selon UCPTTE)
- 3,6 : facteur de conversion kWh -> MJ

Déchets solides

La méthode prend en compte le volume de déchets par l'estimation de leur volume en décharge à partir de leur masse volumique apparente, sans différencier les différentes catégories de déchets. Ces valeurs sont ensuite sommées pour obtenir un indice synthétique.

DECLINAISONS DE LA METHODE ET DEVELOPPEMENTS ACTUELS

Les récents développements de la méthode sont au niveau de l'agrégation des 4 scores (eau, air, déchets, énergie).

Agrégation des volumes critiques type 1 :

Thalmann-Graf (1991) a suggéré une approche pour agréger les 4 types de scores décrits dans cette méthode. Cette méthode est utile quand il s'agit de comparer plusieurs résultats.

D'abord, il somme les scores de l'énergie de tous les systèmes à comparer, cela permettrait de calculer la part du score spécifique à chaque système dans ce total, ensuite il multiplie ce résultat par 40%.

La même procédure est utilisée pour les trois autres scores, seulement cette fois la part de chaque système dans le total est multiplié par 20%.

Finalement pour chaque produit les 4 indices ainsi calculés sont additionnés pour obtenir une seule valeur.

Agrégation des volumes critiques type 2 :

Pour l'agrégation des volumes critiques air, eau, et sol, Hofstetter a suggéré d'utiliser comme référence 1 m² de terre suisse correspondant à :

- 8 000 m³ d'air/m²,
- 4,5 m³ d'eau/m²
- 0,5 m³ de sol/m²

DISCUSSION

Points faibles

- Bien que séduisante, la notion de volume critique n'est en réalité qu'un artifice mathématique qui permet de sommer les "pollutions" de natures différentes, mais qui ne prend pas en compte :
 - les transformations des substances nocives et des produits qui en résultent,
 - les temps de séjour de ces substances,
 - les effets de synergie ou d'antagonisme possibles,
 - les effets de concentration.
- Un autre problème est celui du choix des valeurs à respecter (normes), car les législations peuvent varier dans le temps et suivant les pays ou les régions, voire suivant les secteurs d'activité.
- De plus, les normes sont généralement fixées suite à des considérations liées à la santé humaine et ne prennent pas en compte les effets écotoxiques.
- Enfin, elles ne sont pas évaluées uniquement sur la base de considérations ayant trait à la toxicité mais également au regard de paramètres techniques et économiques.

Points forts

- La dénomination "volume critique" est déconnectée de toute signification physique en terme d'impacts sur l'environnementaux, ce qui reflète bien la signification de l'indicateur.
- Les réglementations ou normes utilisées pour fixer les valeurs de référence ont une stabilité relativement cernée.

CONCLUSION

- Finalement, l'utilisation de normes pour évaluer des impacts écologiques s'avère très commode mais délicate car ces normes ne sont pas immuables, ni scientifiquement justifiée. Elles constituent néanmoins une bonne base de consensus à court terme.

V.4 - PREMIERE METHODE CML (MEKEL ET AL, 1990) [PAYS-BAS]

PRESENTATION DE LA METHODE

Il s'agit ici de l'ancienne version du CML (Centrum voor Milieukunde) , qui classifie les flux de l'inventaire en 5 catégories, quatre d'entre elles étant semblables à celles utilisées dans la méthode des volumes critiques :

<u>Catégorie</u>	<u>Unités</u>
Unités d'air pollué	m ³
Unités d'eau polluée	dm ³
Déchets solides	kg
Equivalent énergétique	MJ
Acidification	m ² /an

- Les unités d'air et d'eau pollué sont calculées selon la même approche que celle des volumes critiques.
- Les déchets solides sont calculés par la somme des déchets sans coefficient de pondération selon le type de déchets.
- L'équivalent énergétique est calculé selon le même principe que précédemment et représente la somme de la consommation énergétique et du contenu énergétique des matériaux.
- L'effet d'acidification est représenté par la superficie acidifiée par les émissions durant une année (m²/an) et est élaboré à partir de deux données :
 - la déposition acide maximale autorisée ("équivalents acides"),
 - le contenu acide d'une substance émise.

Les "équivalents acides" sont issus du programme néerlandais pour la prévention de l'acidification. L'effet d'acidification (en m²/an) est calculé avec ces coefficients de pondération pour les 3 substances suivantes : NH₃, NO_x, SO_x.

$$\text{Equivalent acide (m}^2/\text{an)} = C_{\text{NH}_3} \cdot \text{NH}_3(\text{g}) + C_{\text{NO}_x} \cdot \text{NO}_x(\text{g}) + C_{\text{SO}_x} \cdot \text{SO}_x(\text{g})$$

V.5 - LA METHODE DES ECOPOINTS (AHBE ET AL, 1990) [SUISSE]

RESUME

Cette méthode ("Ecoscarcity method") agrège tous les flux répertoriés dans l'inventaire et pour aboutir, in fine, à une quantité unique, appelée "Eco-points". Pour chaque flux de l'inventaire, est attribuée une valeur appelée "éco-facteur", qui exprime la nuisance environnementale du flux, selon des critères propres à une région spécifique. L'écofacteur dépend de la quantité (ou charge) totale du flux et de sa charge maximale permise dans une région spécifique.

Un écofacteur est donc calculé pour chaque flux de l'inventaire ACV selon la formule suivante :

$$Ecofacteur_i = \frac{1}{F_{k_i}} \times \frac{F_i}{F_{k_i}} \times 10^{12}$$

avec F_k : charge maximale admise

F : charge totale

L'écopoint du flux i de l'inventaire est calculé en multipliant son écofacteur i avec sa charge (masse ou volume), ce qui donne une valeur sans dimension.

L'addition de tous les écopoints d'un inventaire donne l'impact global d'un produit.

$$Total \text{ (écopoints)} = \sum_i ecofacteur_i \times m_i$$

PRESENTATION DETAILLEE DE LA METHODE

Cette méthode a été développée par BUWAL, le ministère suisse de l'Environnement. Dans sa formulation actuelle, le but recherché est d'optimiser les choix sur le plan écologique, compte tenu des contraintes légales. La méthode agrège tous les flux répertoriés dans l'inventaire sur un chiffre unique, appelé "Ecopoint".

Le concept de base repose sur la notion de "**saturation écologique**" développée par Müller-Wenk (1978) et perfectionnée par Braunschweig (1984, 1988). Elle a ensuite été fondamentalement remaniée en accord avec une proposition de Liebich (1986).

Chaque flux de l'inventaire est évalué au moyen d'un "indicateur de saturation écologique", appelé écofacteur. Cet écofacteur, qui exprime la nuisance environnementale du flux considéré, dans une région spécifique, se calcule à partir de la relation entre contrainte totale et charge maximale admissible dans cette région.

Les écofacteurs sont calculés pour chaque flux de l'inventaire ACV selon la formule suivante :

$$f_i = 1/F_k \times F/F_k = F/F_k^2$$

f_i : écofacteur pour la substance i

F_{k_i} : charge maximale admissible pour i (en u. physique m³/an...)

F_i : niveau actuel des rejets ou consommations de i en Suisse

Le terme (F/F_k) traduit le niveau de dépassement actuel par rapport à la charge maximale visée. Il exprime le fait que l'on pondère une quantité de matière consommée ou rejetée en fonction du rapport entre la contrainte réelle effectivement exercée sur le secteur écologique considéré et la charge totale admissible pour ce même secteur. (il a été choisi une pondération linéaire parce que l'on admet que si F est égal à la moitié de F_k , la consommation d'une certaine quantité de matière sera "moitié moins grave" qui si F était déjà égale à F_k).

Le premier terme $(1/F_k)$ exprime la contribution relative par rapport à la charge maximale admise. Il exprime le fait que les quantités physiques doivent toujours être normées en fonction de la charge totale critique pour la zone considérée. Pour mieux comprendre cette nécessité, on peut comparer deux cas dans lesquels, par pure hypothèse, le rapport F/F_k est précisément égal à 0,5; s'il s'agit, dans un premier cas, d'une substance toxique même en petites quantités (par exemple les hydrocarbures chlorés) et dans le second, d'une substance qui n'est polluante que lorsqu'elle se présente en grandes quantités (par exemple le CO_2), force est de constater qu'il est indispensable d'introduire dans la fonction F un facteur de normalisation de type $1/F_k$.

La multiplication de la charge écologique (quantité d'émission ou de consommation pour un facteur d'impact donné) par l'écofacteur spécifique du flux considéré, est exprimé en poids de charge écologique, en abrégé écopoint:

$E_i = f_i \times \text{Qté émise ou consommée de } i \text{ (sans dimension) et } E = \sum_i E_i \text{ où,}$
 $E_i = \text{l'écopoint de la substance } i \text{ et } E = \text{l'écopoint du système.}$

L'algorithme retenu pour la fonction d'estimation

1- l'hypothèse de linéarité

Le seuil de saturation écologique, c'est-à-dire le quotient entre la contrainte totale exercée et la charge considérée comme admissible résulte de l'ampleur avec laquelle une ressource naturelle est exploitée. De nombreux algorithmes sont a priori susceptibles de représenter mathématiquement cette ampleur.

L'algorithme doit :

- être plausible et proche de la réalité,
- il ne constitue toutefois pas une solution exacte pouvant être démontrée expérimentalement : il ne s'agit que d'un modèle dont le contenu écologique doit être cohérent et qui suppose aussi peu d'interprétations arbitraires que possible.

Après avoir testé plusieurs algorithmes, c'est finalement la fonction linéaire (telle que présentée ci-dessus) qui a été considérée comme le meilleur compromis possible entre pertinence écologique et simplicité d'utilisation.

2- l'hypothèse d'indépendance entre charge et charge critique

L'hypothèse sous-tendue dans le modèle proposé est que la contrainte sur laquelle se base l'estimation ne modifie pas sensiblement la limite de saturation. Si l'on voulait prendre en compte un tel effet (qui pourrait conduire à une sous-estimation, si la décision à prendre entraînait de futures contraintes effectives très importantes), on serait obligé d'élaborer un modèle mathématique considérablement plus complexe.

Données nécessaires pour l'évaluation

Pour chacune des contraintes écologiques associées aux flux élémentaires de l'inventaire ACV, il est nécessaire de disposer :

- a) des quantités d'émissions spécifiques (ou consommation) sur le cycle de vie,
- b) de l'émission totale (ou la consommation) due à cette atteinte écologique dans un espace bien déterminé;

c) de la contrainte maximale admissible (émission ou consommation) correspondant à cette atteinte dans un espace bien déterminé.

Le choix des nuisances écologiques considérées

Cette méthode peut s'appliquer à tous types de facteur d'impact (émissions dans l'air, l'eau et le sol; énergie et ressources utilisées; déchets créés; surface occupée; etc.).

Dans l'approche suisse, les nuisances prises en compte ont été celles qui posent des problèmes écologiques prioritaires pour la Suisse. Elles ont été subdivisées en 4 catégories :

- pollution de l'air,
- pollution de l'eau,
- consommation d'énergie,
- production de déchets solides.

Les flux pris en compte :

AIR

oxydes d'azote (NO_x)
oxydes de soufre (SO_x)
gaz carbonique (CO₂)
hydrocarbures sauf méthane (HC)
acide chlorhydrique (HCl)
chlorofluorocarbures (CFC)

EAU

carbone organique dissous (COD)
demande chimique en oxygène (DCO)
phosphore (P)
chlorures (Cl-)
nitrate (en N)
sulfate (SO₄)
ammonium (en N)

DECHETS

déchets urbains
déchets spéciaux

ENERGIE

énergie primaire brute

Les flux pour lesquels la non prise en compte est justifiée par des arguments écologiques

Paramètres	Justification
AIR	
monoxyde de carbone (CO)	effets très localisés
fluorure d'hydrogène (HF)	émissions très en deça du seuil critique
	effet très localisé
poussières	rejets anthropiques < 10% sources naturelles
	mais pourrait être intégré à l'avenir
ammoniac	origine = agriculture et stations épuration
	=> à considérer dans études spécifiques
chlore	
fluorures	
mercaptans	
sulfure d'hydrogène (HS)	charges très en dessous du seuil critique
aldéhydes	en Suisse / éventuellement impact local
composés organiques	

EAU

solvants chlorés	manque de mesures et déjà intégrés dans le DOC
détergents	
comp. chlorés organiques	non pris en compte pour process industriels
DBO5	épuration très répandue en Suisse
	contrôles suffisants et facilement dégradable
cyanure (CN)	transformation en sulfate par oxydation
sulfure / sulfite	charge non significative en Suisse
hydrocarbures totaux	pas de charges significatives mesurées
huiles et graisses saponifiables	pas de charges significatives mesurées
fluorures	pas de charges significatives mesurées
phénols	pas de charges significatives mesurées
substances dissoutes	pas de charges significatives mesurées
ions métalliques	pas de charges significatives mesurées

DISCUSSION CRITIQUE

Définition des valeurs cibles (Fk)

La charge maximale pour chaque impact dépend de la priorité que l'on accorde à sa réduction. Cette définition, qui implique la pondération des facteurs d'impact entre eux, ne peut donc guère se faire sur des bases scientifiques mais résulte de décisions politiques (objectifs de réduction des différentes émissions).

Dans la méthode initiale, les seuils de saturation écologiques ont été calculés pour le territoire de la suisse. Même dans le cas d'un objet fabriqué à l'étranger, les atteintes écologiques sont évaluées en fonction des limites spécifiques de la suisse, qui fixe des contraintes relativement sévères. si l'on procédait autrement, on privilégierait les productions délocalisées à l'étranger, ce qui reviendrait, en fait, à exporter la pollution. En définitive, tous les procédés sont mesurés à l'échelle de la Suisse.

Inconvénients majeurs :

- le critère de définition de la valeur maximale admissible (réglementaire dans le cas de l'approche initialement développée),
- le critère de délimitation de l'espace considéré (frontière politique plutôt qu'écologique) : l'évaluation de toute nuisance écologique serait objectivement optimale à l'intérieur d'un espace bien délimité si les connexions de celui-ci avec des espaces voisins étaient aussi faibles que possible (ainsi peut-on admettre, par exemple, que les seuils de saturation dans le secteur des eaux usées devraient être jugés en fonction des réseaux hydrologiques).

POINTS FORTS :

L'approche générale est très séduisante par :

- 1 - sa transparence au niveau méthodologique et du choix des données de base,
- 2 - sa simplicité de mise en oeuvre,
- 3 - sa simplicité de compréhension par l'ensemble des acteurs socio-économiques,
- 4 - son "universalité" : la même approche peut être appliquée à toute évaluation (tout secteur d'activité, tout acteur, tout type d'évaluation,...)
- 5 - sa pertinence de principe au niveau écologique
 - concept de saturation écologique (pour une zone géographique déterminée),
 - potentiellement applicable à tout type d'impact,
- 6 - le choix du valorimètre utilisé (écopoint) qui est spécifique et traduit directement une valeur de nuisance environnementale, sans introduire de distorsion par rapport aux approches utilisant des unités pré-existantes : monétaires (confusion quant au niveau de connaissance des impacts socio-

économiques supposés) ou physiques (confusion quant au niveau de connaissance scientifique sous-tendu);

7 - son potentiel d'évolution selon les niveaux de pollution et selon le développement de nouvelles normes d'acceptabilité pour les charges maximales admissibles,

Au total : transparence / objectivité / reproductibilité / acceptabilité sociale / évolutivité

8 - de plus, et surtout, cette approche est non exclusive : elle peut venir enrichir ou être couplée aux approches multi-critères présentées ci-dessus (approche orientée milieux et/ou orientée effets) (cf exemple présenté en annexe). en d'autres termes, il est possible de classer deux variantes tout en identifiant clairement les déplacements de pollution sous-tendus.

POINTS FAIBLES :

- domaine de validité des résultats limité à la zone géographique considérée,
- non prise en compte du facteur temporel,
- impacts locaux non considérés,
- ressources naturelles non considérées,
- choix du critère de définition de la charge maximale admissible (critère réglementaire),
- compensation des points faibles et des points forts de l'inventaire ACV.

Compte tenu de l'énorme intérêt potentiel de cette approche (cf points forts), il conviendrait d'étudier dans quelle mesure, à chacun de ces 6 niveaux, la méthode est perfectible.

CONCLUSION :

Cette méthode permet finalement la comparaison entre deux décisions alternatives en faisant appel à une unité de mesure originale : "**la distance par rapport aux orientations générales, nationales ou internationales, de politique environnementale**", dès lors que cette politique environnementale a défini des niveaux de charge maximale admissible.

En définitive, compte-tenu :

- de l'état des connaissances scientifiques,
- de la non homogénéité dans le niveau de connaissance de chaque effet potentiel,

le choix du référentiel réglementaire pour la définition des charges maximales admissibles ne paraît pas injustifié. Cependant, l'approche mériterait d'être affinée lorsque des valeurs limites pourraient être justifiables selon des critères strictement scientifiques.

économiques supposés) ou physiques (confusion quant au niveau de connaissance scientifique sous-tendu);

7 - son potentiel d'évolution selon les niveaux de pollution et selon le développement de nouvelles normes d'acceptabilité pour les charges maximales admissibles,

Au total : transparence / objectivité / reproductibilité / acceptabilité sociale / évolutivité

8 - de plus, et surtout, cette approche est non exclusive : elle peut venir enrichir ou être couplée aux approches multi-critères présentées ci-dessus (approche orientée milieux et/ou orientée effets) (cf exemple présenté en annexe). en d'autres termes, il est possible de classer deux variantes tout en identifiant clairement les déplacements de pollution sous-tendus.

POINTS FAIBLES :

- domaine de validité des résultats limité à la zone géographique considérée,
- non prise en compte du facteur temporel,
- impacts locaux non considérés,
- ressources naturelles non considérées,
- choix du critère de définition de la charge maximale admissible (critère réglementaire),
- compensation des points faibles et des points forts de l'inventaire ACV.

Compte tenu de l'énorme intérêt potentiel de cette approche (cf points forts), il conviendrait d'étudier dans quelle mesure, à chacun de ces 6 niveaux, la méthode est perfectible.

CONCLUSION :

Cette méthode permet finalement la comparaison entre deux décisions alternatives en faisant appel à une unité de mesure originale : "**la distance par rapport aux orientations générales, nationales ou internationales, de politique environnementale**", dès lors que cette politique environnementale a défini des niveaux de charge maximale admissible.

En définitive, compte-tenu :

- de l'état des connaissances scientifiques,
- de la non homogénéité dans le niveau de connaissance de chaque effet potentiel,

le choix du référentiel réglementaire pour la définition des charges maximales admissibles ne paraît pas injustifié. Cependant, l'approche mériterait d'être affinée lorsque des valeurs limites pourraient être justifiables selon des critères strictement scientifiques.

V.6 - SYSTEME EPS (RYDING AND STEEN, 1991) [SUEDE]

RESUME

Cette méthode a été développée par le Swedish environmental Research Institute IVL et combine la monétarisation avec une méthode de classification. Elle conduit finalement à un indice global d'évaluation environnementale qui facilite la comparaison des différents produits et les analyses de sensibilité.

Les flux de l'inventaire sont évalués à partir du calcul de deux indices, l'un pour les consommations de matières premières et l'autre pour les émissions.

- Pour les matières premières, l'indice est constitué de deux facteurs :
 - l'un basé sur les ressources théoriquement disponibles,
 - l'autre sur une évaluation prenant en compte la rareté de la ressource.
- L'indice correspondant aux émissions est basé sur le produit de 6 facteurs:

$$\text{Indice d'émission total} = \sum_i (F1 \times F2 \times F3 \times F4 \times F5)_i \times F6$$

où,

- F1 : possibilité et coût pour éviter l'effet i du polluant
- F2 : intensité et fréquence d'apparition de l'effet i
- F3 : distribution géographique du problème, population atteinte
- F4 : durée de l'effet i
- F5 : contribution à l'effet i par l'émission d'1 kg de ce polluant
- F6 : possibilité et coût d'élimination de l'émission de ce polluant

Si un flux contribue à plusieurs effets i ou thèmes, un indice est calculé pour chaque effet et ces indices sont ajoutés pour obtenir l'indice total correspondant au flux.

L'indice associé à chaque flux de l'inventaire est multiplié par la quantité émise et une valeur de "charge environnementale " (ELU, Environmental Load Unit) peut ainsi être calculée pour un produit ou un procédé.

Ce système est indépendant de la localisation des émissions.

PRESENTATION DETAILLEE

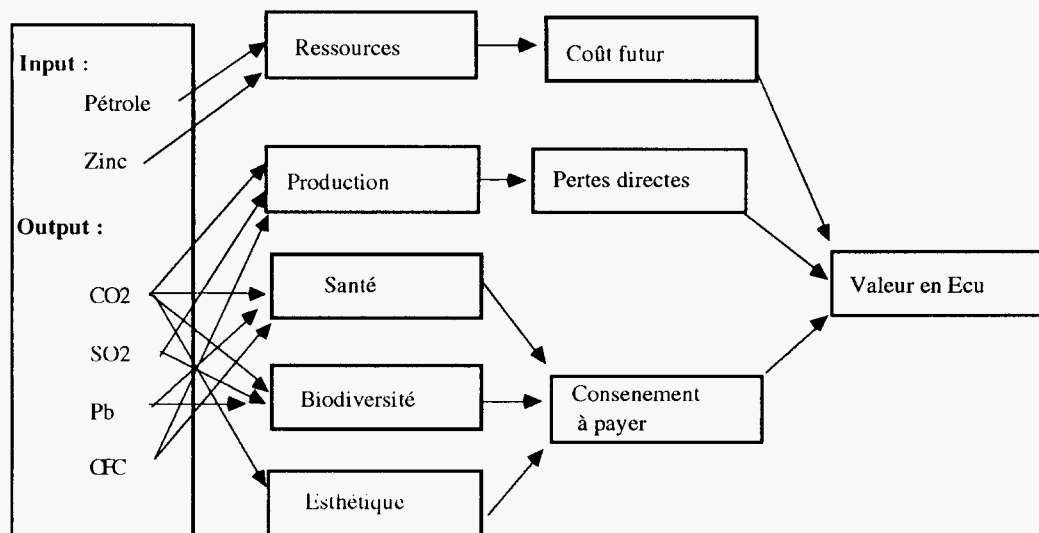
La méthode EPS (Environmental priority Strategy) est une méthode d'évaluation sociale des dommages environnementaux (exprimés en termes financiers). La méthode de monétarisation choisie est celle dite du consentement à payer. Par exemple, l'évaluation de la dégradation de la santé humaine est basée sur les coûts qu'une société est prête à payer pour soigner les individus.

1) La classification

Dans l'approche EPS, les classes de thèmes environnementaux sont appelés "safeguard subjects" ou domaines de sauvegarde. On distingue 5 domaines de sauvegarde :

- **Ressources** : épuisement des matières premières;
- **Santé humaine** : nombre de morts par an;
- **Production** : dommages économiques des effets environnementaux, par exemple les dommages industriels (corrosion) ou les dommages de l'agriculture;

- **Biodiversité** : disparition des espèces animales ou végétales;
- **Valeurs esthétiques** : la perception de la beauté naturelle.



2) Caractérisation et normalisation (étapes non différenciées)

Les différents dommages sont exprimés en termes financiers. L'évaluation financière est basée sur trois principes différents :

- L'épuisement des ressources naturelles : le calcul est basé sur le coût futur de l'extraction des matières premières.
- Les pertes de production sont calculées directement à partir des estimations sur la réduction de la production agricole et des dommages industriels.
- Les 3 autres domaines de protection sont évalués sur la base du consentement à payer. Les sommes qu'une société est prête à payer.

Deux indices sont calculés, l'un pour les consommations de matières premières et l'autre pour les émissions.

i) Pour les matières premières, l'indice est constitué de deux facteurs :

- l'un, basé sur les ressources théoriquement disponibles,
- l'autre, basé sur une évaluation prenant en compte la rareté de la ressource.

ii) Le second indice, correspondant aux émissions, est basé sur le produit de 6 facteurs :

L'indice global pour les flux rejetés = $\sum_i (F1 \times F2 \times F3 \times F4 \times F5) \times F6$, avec

- F1 : Possibilité et coût pour éviter l'effet i du polluant
(Relative cost to reduce the emission)
- F2 : Intensité et fréquence d'apparition de l'effet i
(Regularity and intensity of the problem in the affected area)
- F3 : Distribution géographique du problème, population atteinte
(Extent of affected area)
- F4 : Durée de l'effet i

- (Permanency of the effect)
- F5 : Contribution à l'effet i par l'émission d'un kg de ce polluant
(Significance of 1 kg the emission of the substance in relation to the total effect)
- F6 : Possibilité et coût associé à l'élimination de l'émission de ce polluant
(Relative cost to reduce the emission with 1 kg).

Si un flux contribue à plusieurs effets i ou thèmes, un indice est calculé pour chaque effet, et ces indices sont ajoutés pour obtenir l'indice total correspondant de cette substance.

L'indice associé à chaque flux est multiplié par la quantité émise et une "valeur de charge environnementale" (ELU, Environmental Load Unit) peut ainsi être calculée pour un produit ou un procédé :

$$(\text{Indice environnemental}) \times (\text{Quantité}) = (\text{Valeur de charge environnementale})$$

Synthèse de la caractérisation par "domaine de sauvegarde" et unités d'effet utilisées

Domaine de sauvegarde	unité d'effet	Valeur actuelle utilisée pour le consentement à payer pour éviter une unité d'effet
Resilience des ecosysteme	Décroissance annuelle de la biodiversité globale	$1,5 \cdot 10^{11}$
Capacité de production des écosystèmes	Décroissance du taux des cultures d'1 Kg	0,2
"	Décroissance du taux du bois d'1 kg de substance sèche	0,025
"	Décroissance du taux de production de viande et de poisson d'1 kg	1
Ressources naturelles	Epuisement de ressources minières contenant 1 kg d'un métal	Coût pour la restaurer à sa concentration soutenable (voir suite dans ce rapport)
"	Epuisement d'1 kg de ressource minérale fossile	Coût pour la restaurer à partir de bioproduction soutenable (voir suite dans ce rapport)
Santé humaine	Un cas d'excès de mort ou une réduction de 50% de l'espérance de vie des nouveaux nés	10^6
"	Morbidité d'1 Homme-an avec souffrance sévère	10^5
"	Morbidité d'1 Homme-an	10^4
"	Nuisance sévère pour un Homme-an	10^3
"	Nuisance modérée pour 1 Homme-an	10^3
Valeurs esthétiques		Consentement à payer au cas par cas

2.1) Ressources

Le terme de ressources englobe les notions suivantes: hydrocarbures fossiles, minerais, sols fertiles, bâtiments, etc.

Une ressource peut être définie comme la présence physique probable ou identifiée de minerais ou d'hydrocarbures dans le sol.

Dans l'approche, la notion de soutenabilité est associée à celle d'épuisement des ressources. Par exemple les évaluations suivantes sont utilisées :

- le niveau soutenable d'un minerai est 10 fois sa concentration moyenne dans la croûte terrestre,
- on suppose que dans un processus soutenable : le bois est utilisé comme une énergie soutenable pour l'extraction des minerais, sachant que le contenu énergétique du bois est supposé être de 15 MJ / Kg, et l'énergie nécessaire pour extraire 1 Kg de roche est supposé être de 10 MJ.

L'évaluation monétaire de l'épuisement des ressources naturelles est basée sur le coût futur de l'extraction des matières premières.

2.2) Santé

En 1946, l'OMS a défini la santé humaine comme "un état de bien être complet sur les plans physique, social, et psychologique, et non seulement comme l'absence de maladies".

Les effets sur la santé humaine ont été regroupés en termes de : nuisance, morbidité, et mortalité. Les évaluations suivantes sont utilisées pour la santé humaine :

- excès de mortalité (équivalent à 50 % de réduction de l'espérance de vie des nouveaux nés) : 10^6 ELU,
- morbidité sévère / souffrance sévère par homme et par année (homme-année) : 10^5 ELU,
- autres morbidités, par homme-an : 10^4 ELU,
- nuisance sévère, par homme-an : 10^3 ELU,
- nuisance modérée, par homme-an : 10^2 ELU.

2.3) Diversité biologique

La biodiversité est un terme qui se réfère surtout à la diversité génétique. La mesure la plus commune exprime un nombre d'espèces, mais la biodiversité est aussi la variation génétique au sein d'une espèce.

Le capital génétique a une forte valeur si l'espèce fait partie d'un niveau hiérarchique d'ordre élevé, par exemple la dernière espèce d'une famille.

Néanmoins, la manière la plus fréquente pour décrire aujourd'hui les impacts sur la biodiversité est simplement à travers l'extinction observée des espèces.

Le comité suédois de préservation de la faune dresse un listing dans lequel les espèces en danger sont répertoriées et classées dans des catégories en fonction du niveau de menace. Pour décrire l'extinction, il suffit d'étudier comment les espèces se déplacent entre ces différentes catégories.

Le consentement à payer pour sauver une espèce menacée a été étudié dans certains cas, le plus souvent en se focalisant sur des animaux de grande taille ou de taille moyenne.

Les évaluations suivantes sont utilisées pour la diversité biologique :

- extinction des animaux et des plantes de taille moyenne : 10^{15} ELU,

- impact global et général sur la biodiversité : 10^6 ELU.

2.4) Production

La production est principalement considérée comme une production biologique, mais peut aussi inclure l'alimentation en eaux douces, ainsi que l'approvisionnement de certaines formes d'énergies exploitables et renouvelables.

La valeur de production est souvent étudiée à des fins économiques et le consentement à payer pour éviter une diminution de la production est supposé être égal à la perte de valeur de production.

Ce principe s'applique quand l'augmentation ou la diminution de la production se fait par rapport à un état de référence qui est sa taille aujourd'hui.

Les évaluations suivantes sont utilisées pour la production :

- 1 kg de poisson ou de viande : 1, 0 ELU,
- 1 kg de bois : 0,025 ELU,
- 1 kg d'eau douce dans les régions déficientes en eaux : 0,003 ELU.

2.5) Valeurs esthétiques

Les valeurs esthétiques peuvent être perçues avec un de nos cinq sens. Certaines études ont été faites sur la dégradation de la visibilité, les valeurs des paysages et des vues pittoresques. La contribution aux valeurs esthétiques peut être estimée ou bien à partir de différents modèles et mesures de leur distribution locale, ou bien individuellement .

Les évaluations utilisées pour les valeurs esthétiques sont estimées au cas par cas.

V.7 - METHODE VNCI (MCKINSEY & CIE, 1991) [PAYS BAS]

REMARQUE PRELIMINAIRE

Cette méthode est la **première** à avoir initié une approche orientée selon les effets environnementaux.

Cependant, elle se distingue aussi des autres méthodes ACV par le fait qu'elle ne repose pas sur un inventaire aussi exhaustif que possible des flux de matière et d'énergie tout au long du cycle de vie. C'est pourquoi, nous présentons ci-après en détail les objectifs de l'approche ainsi que son déroulement pas à pas.

Il s'agit par ailleurs d'une approche qui tente de concilier **approche environnementale et approche économique**.

En ce qui concerne la dimension environnementale, nous présentons les **9 thèmes environnementaux qui ont été pris en compte**, mais nous ne détaillons pas les méthodes de caractérisation qui ont été mises en oeuvre pour évaluer ces effets, car le document princeps ne fournit pas les indications suffisantes. Toutefois, cette méthode ayant été développée en collaboration avec CML, on peut supposer que ce sont les indicateurs CML qui ont été utilisés. Pour un exposé détaillé, on pourra donc se référer au chapitre consacré à la méthode CML, publiée ultérieurement.

HISTORIQUE

Dans le cadre du Plan National pour une Politique d'Environnement (NEPP) Néerlandaise, l'Industrie Chimique Hollandaise a demandé d'investiguer les possibilités de réduire les impacts environnementaux liés à l'utilisation des substances chimiques.

A la suite de cette requête, l'Association des industries Chimiques Néerlandaises (VNCI) a, conjointement avec le gouvernement Néerlandais, pris l'initiative de lancer une étude dont l'objectif était de développer une nouvelle approche pour la "**gestion intégrée de filières de produits**".

Cette étude concerne plus spécifiquement les produits chimiques, mais la méthodologie peut être transposable pour d'autres types de produits.

L'objectif de cette étude est de développer une méthode qui s'intègre dans la philosophie du **développement durable** et qui fait référence aux orientations du NEPP, et qui aiderait à sélectionner les actions les plus efficaces et efficientes. L'art de la gestion intégrée des filières de produits consiste à maîtriser le flux des substances dans l'environnement.

Cette étude a été confiée à McKinsey & Compagnie. Ce cabinet a demandé à développer la méthode en étroite collaboration avec des experts de l'industrie et des scientifiques du CML (Centre for Environmental Science) et du RIVM (National Institute for Health and Environment).

Le projet était supervisé par des représentants du VNCI, du ministère de l'Économie, du Ministère de l'Habitat, de l'Aménagement et de l'Environnement des Pays-Bas, et d'un expert de l'Université d'Amsterdam (Department of environmental and Toxicological Chemistry) qui représente deux organisations environnementales - stichting Natuur en Milieu and Vereniging Milieudefensie -.

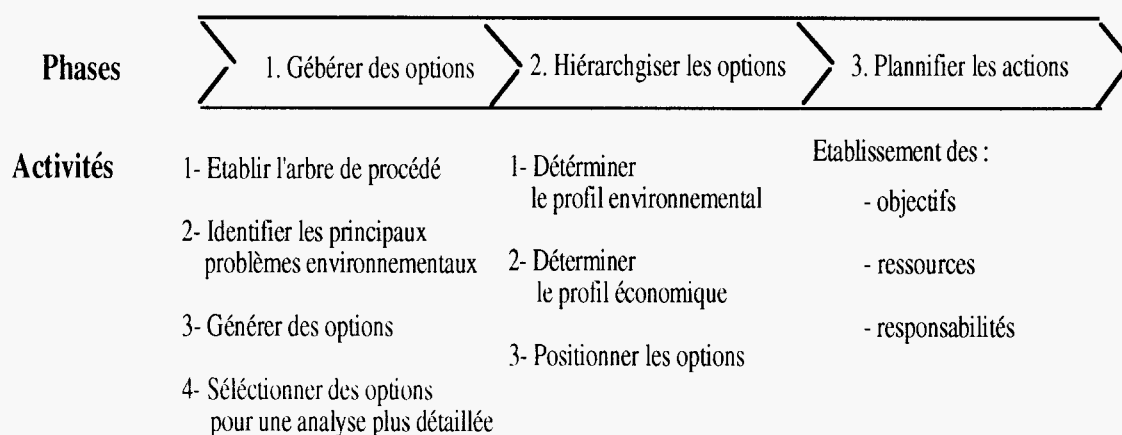
RESUME

La démarche peut être décomposée en trois volets :

a- Le premier volet consiste à élaborer à partir d'une vision initiale des problèmes environnementaux majeurs associés à une filière les actions potentielles susceptibles de réduire les impacts sur l'environnement associés au cycle de vie du produit. Les actions qui peuvent être envisagées sont diverses : réduction des émissions par des techniques d'épuration des effluents, technologies propres, limitation de l'utilisation des substances - éventuellement par le recours à des substituts -, recyclage ou réutilisation des déchets. **Durant cette phase un tri est effectué pour retenir les actions qui justifient a priori un travail d'évaluation plus fine.**

b- La second volet consiste à **analyser de manière détaillée, à la fois d'un point de vue économique et environnemental**, les intérêts relatifs à chacune des actions qui ont été retenues.

c- Le troisième volet consiste à **l'établissement de programmes concrets pour mettre en oeuvre les actions les plus intéressantes**. Les acteurs économiques et les groupes sociaux intervenant aux différentes étapes de la filière sont impliqués. La répartition possible des coûts et des bénéfices des actions entre ces différents acteurs est examinée.



PRESENTATION DETAILLEE DE LA METHODE

PHASE I : La génération des options

Le processus de génération des options peut être décomposé en quatre étapes.

I.1 Établir l'arbre de procédé

Il s'agit d'un diagramme représentant les grandes étapes du cycle de vie d'un produit : production, utilisation, récupération, traitement des déchets.

A ce stade de la méthode ne sont prises en compte que les étapes de production spécifiques au produit étudié.

Les inputs et les outputs de chaque étape sont d'abord estimés à partir des sources d'informations publiques et accessibles, par exemple : les CBS (Central Statistical Office) pour les données sur l'importation et l'exportation, les institutions scientifiques, les rapports gouvernementaux, et les informations des diverses associations industrielles.

Ces informations sont étayées, notamment pour celles dont la marge d'incertitude est la plus grande, par des interviews auprès des principaux acteurs.

Ce diagramme doit éclairer sur la dynamique de la situation actuelle, et les principaux problèmes environnementaux actuels et futurs.

A ce stade, une grande précision au niveau des chiffres n'est pas recherchée; ce sont les analyses de sensibilité sur les résultats qui indiqueront sur quelles données il est utile de réduire le degré d'incertitude.

1.2 Repérer les principaux problèmes environnementaux associés à la filière

Le plus souvent, l'usage d'un produit chimique dans une application donnée ne contribue de manière significative qu'à un ou deux problèmes environnementaux. Pour s'assurer qu'aucun problème environnemental important n'est pas oublié, on passe en revue chaque étape du cycle de vie à l'aide d'une checklist de thèmes environnementaux.

Ce repérage est effectué en collaboration avec un expert technique qui connaît le process, et un spécialiste en environnement qui est supposé disposer de l'information relative à l'impact des substances chimiques sur l'environnement.

En plus, une expertise externe peut être effectuée pour s'assurer de la crédibilité des résultats.

Si les données nécessaires sont disponibles l'analyse peut être effectuée en 2 ou 3 jours.

A ce stade de la méthode, toutes les émissions ne sont pas quantifiées en détail. Une estimation grossière est normalement suffisante pour juger si un effet particulier est pertinent ou négligeable, ou si une information supplémentaire est nécessaire. Dans le cas d'incertitude, par exemple sur un problème environnemental, il pourrait être considéré comme pertinent et l'examiner au niveau de l'étape suivante.

1.3 Générer des options

Il s'agit d'un travail de brainstorming impliquant scientifiques et industriels.

Les voies susceptibles d'être explorées viseront notamment à :

- réduire, tout au long de la filière, les "fuites" du système vers l'environnement (épuration, technologies propres),
- favoriser le recyclage, avec la mise en place d'une organisation adaptée et, souvent, une nouvelle conception des produits favorisant la régénération.
- réduire les flux dans la filière : économiser la matière par un nouveau design de produit, recourir à des matières premières de substitution, freiner l'utilisation d'un produit chimique, éventuellement l'interdire....

1.4 Procéder à un premier tri

L'objectif est de dégager un petit nombre d'options, par élimination des réponses qui paraissent les moins prometteuses :

- celles dont on ne peut attendre, en termes absolus, qu'un bénéfice environnemental restreint,
- celles qui sont efficaces, c'est-à-dire dont le rapport coût économique / bénéfice environnemental est manifestement peu attractif, et qui ne sont pas faisables ou viables dans le court terme ou le long terme,
- celles qui sont pertinentes pour les décideurs : pour éviter que le tri soit purement académique, on élimine les options qui sont sous l'influence d'une décision (e.g., là où une décision a été prise à un niveau mondial, tel que le protocole de Montréal sur les CFC, ou là où une action pourrait rencontrer une résistance publique majeure).

Il est plus intéressant de conserver des options de structure assez différentes (e.g., améliorations de productions et substitutions) que des options qui sont similaires (e.g., différentes variantes de recyclage).

On aboutit généralement au terme de ce processus à 3 à 5 options. Dans le cas d'une incertitude sur une option, elle pourrait être considérée comme pertinente et traitée dans la prochaine étape.

Phase II : Hiérarchiser les actions

Il s'agit, en considérant les implications de chaque option relativement à un scénario de référence (par exemple ne rien faire), d'en caractériser la valeur, à la fois du point de vue de l'environnement et du point de vue économique. Cette évaluation se fait en trois temps.

II.1 La détermination du profil environnemental

Le mode d'évaluation adoptée repose sur le fait que l'on peut regrouper une grande partie des données en quelques grands thèmes environnementaux (effet de serre, ozone stratosphérique, ...) et que la contribution d'une activité à chacun de ces thèmes est mesurable. La contribution au thème "effet de serre", par exemple, est calculée à partir des émissions de gaz à effet de serre, chacune de ces émissions étant pondérée et convertie en "tonnes équivalent CO₂".

Le profil environnemental d'une option indique donc, pour chacun, la mesure de l'amélioration ou de l'aggravation que cette option apporte - par rapport à la situation de référence - à la contribution de la filière de produit au thème environnemental.

Il est établi à partir de l'inventaire des émissions et des consommations de ressources sur le cycle de vie du produit - inventaire marginal relatif à l'option - et d'une matrice de coefficients de pondération par thème et par émission ou consommation.

Dans l'approche néerlandaise de "gestion intégrée de filière de produits, **neuf thèmes environnementaux sont considérés** et se réfèrent, pour l'essentiel au NEPP :

- 1 - effet de serre;
- 2 - destruction d'ozone troposphérique;
- 3 - acidification;
- 4 - eutrophisation;
- 5 - smog photochimique;
- 6 - dispersion de substances toxiques;
- 7 - mise en décharge de déchets;
- 8 - épuisement des ressources;

9 - autres perturbations : bruit, odeur, risques d'accident.

La contribution d'une option à ces différents thèmes peut être exprimée en "tonnes équivalents CO₂" pour l'effet de serre, "tonnes équivalents CFC-11" pour l'ozone stratosphérique, etc... Les indicateurs utilisés ne sont pas tous explicités.

Étant donné que la contribution totale des Pays-Bas pour chaque thème a été évaluée, que des objectifs de réduction ont été fixés, il est suggéré de **normaliser la présentation en exprimant la contribution d'une option aux différents thèmes en pourcentage de la contribution néerlandaise totale** (cf. fig. 2).

II.2 La détermination du profil économique

La mise en oeuvre d'une option peut entraîner une variation des dépenses en capital et des coûts opératoires.

Elle peut impliquer une variation de la quantité du produit, donc de sa valeur.

Elle peut avoir des effets économiques indirects, par exemple en incitant les utilisateurs à économiser du produit, et des effets à long terme, par exemple l'effet d'entraînement de l'ouverture d'une nouvelle capacité de recyclage...

Le profil économique peut être établi soit d'un point de vue macro-économique, soit du point de vue d'un acteur industriel évaluant les répercussions sur sa propre compétitivité, l'emploi, etc..

II.3 Le positionnement des options

Il s'agit à ce stade de synthétiser les données incluses dans le profil environnemental et le profil économique, pour arriver à une présentation simplifiée du positionnement relatif des options.

L'attribution d'une "note de valeur environnementale" à une option implique que des poids relatifs soient donnés, implicitement ou explicitement, aux différents thèmes de préoccupation. Une telle pondération n'est évidemment pas "objective", elle reflète un système de valeurs sociales ou philosophiques.

Dans le cadre de comités d'évaluation, **des méthodes de type Delphi peuvent aider à converger vers un système de pondération consensuel.**

La réflexion peut être structurée par la prise en compte de critères tels que :

- le type d'impact impliqué (santé humaine, écosystème...),
- la certitude ou l'incertitude scientifique concernant les effets,
- la réversibilité des effets,
- le caractère local ou global des effets,
- l'horizon temporel du problème,
- etc..

Bien que l'on soit davantage accoutumé à l'idée d'agréger différents impacts économiques que différents impacts environnementaux, l'attribution d'une "note de valeur économique" à une option soulève, au niveau des principes, des difficultés de même nature : il faut ramener à une même échelle des effets plus ou moins sûrs, supportés par des groupes d'acteurs différents, à terme proche ou lointain ...

L'attribution des deux notes de valeur environnementale et économique - que ces notes soient quantitatives ou simplement qualitatives- permet de positionner chaque option ou groupe d'options dans un plan à deux dimensions.

Si cette représentation n'indique pas quelle est la meilleure option, elle fait au moins apparaître que certaines options sont surclassées par d'autres et restreint par conséquent la nombre d'options entre les quelles on aura finalement à arbitrer.

Phase III : Planifier les actions

Ayant repéré les actions les plus efficaces, il s'agit de mettre au point des programmes concrets en fixant :

- des objectifs précis,
- les ressources à y affecter,
- les responsabilités de mise en oeuvre.

Pour cela, il faut répondre à des questions de type :

- quelle réduction des marges de manoeuvre peut résulter, sur certains thèmes, de futures réglementations ?
- sur quel niveau de coopération des différents acteurs peut-on compter ? comment initier une action collective ?
- à quel niveau peut-on demander à chaque acteur de contribuer ?
- quel changement des comportement seraient-ils nécessaires ?
Quel instruments d'incitation, de réglementation, de communication... faut-il utiliser pour favoriser le changement.

DISCUSSION

Pour résumer cette synthèse de la méthodologie de la "gestion intégrée d'un filière de produit", on notera que les développements dans le document portent essentiellement sur les dernières phases de l'ACV : évaluation des impacts, interprétation des résultats, mise en oeuvre des résultats.

INTERET DE LA DEMARCHE

La présentation de la démarche est accompagné dans le document de référence, de quelques remarques et recommandations générales.

- La première est que, puisqu'il s'agit de travailler en mode coopératif entre décideurs représentant des intérêts différents, ou bien en équipe pluridisciplinaire sur des projets internes, il faut juger une méthodologie sur le fait qu'elle favorise la recherche des conclusions consensuelles autant que la qualité intrinsèque des analyses.

- La seconde recommandation est que chaque participant doit adopter une attitude ouverte et respectueuse de l'apport des autres.

Aucune question, aucune option ne doit être écartée sans être prise en considération sérieusement.

L'incertitude est au coeur des problèmes traités, qu'elle soit de nature scientifique ou qu'elle soit due à la définition encore insuffisante d'une solution en cours d'élaboration. Il faut en prendre acte, s'appuyer sur des analyses de sensibilité, procéder de manière itérative.

- La troisième remarque est que dans un projet aussi complexe, il faut, pour aboutir, avoir quelques repères simples :

- se focaliser sur l'action : le problème n'est pas de dire de manière générale si tel produit est "respectueux de l'environnement" mais de prévoir par exemple, l'impact d'un système donné de recyclage;

- se focaliser sur les faits : l'approche est au cours des premières étapes, surtout factuelle et reportée aux étapes finales la prise en compte, potentiellement conflictuelle, des valeurs et des préférences individuelles.

En rendant explicité, dans ces dernières étapes, l'influence exacte des systèmes de valeurs sur le processus de décision, l'approche évite que les discussions ne deviennent trop émotionnelles.

- se focaliser sur les variables décisives : il faut éviter de se perdre dans la grande complexité des questions abordées. On doit toujours avoir présent dans l'esprit la règle des 80/20 (les 20% d'éléments qui représentent 80% des quantités). Un affinement de la collecte des données pourra toujours être entrepris si l'analyse de sensibilité montre que c'est nécessaire.

On constate souvent que même des incertitudes de l'ordre de 25% dans les estimations ne changent pas le positionnement relatif des options.

POINTS FAIBLES

La méthodologie a été testée sur des études de filières de différents produits organochlorés (HCFC-22, dichlorométhane, polycarbonates).

J.A. ANNEMA du RIVM (in LCA, Workshop Report, SETAC-Europe, avril 1992) considère que cette méthode constitue un bon outil pour évaluer les options et structurer un processus décisionnel difficile, mais qu'elle présente des points faibles :

- certaines mesures de contribution d'une option à des thèmes environnementaux (dispersion de produits toxiques, mise en décharge des déchets, ...) nécessitent un travail scientifique d'approfondissement,

- la référence, pour chaque thème, au niveau total des émissions du pays suppose que ce niveau soit connu, ce qui n'est pas toujours le cas,

- la détermination finale de la valeur environnementale d'une option semble abordée de "biais",

- la collecte des données est un travail considérable, même dans un projet où la coopération des industries était acquise, il a été très difficile d'obtenir les données relatives aux émissions, aux volumes de déchets, aux consommations d'énergie. L'incertitude sur le résultat final - le positionnement des options- est élevée.

V.8 - DEUXIEME METHODE CML (HEIJUNGS, 1992) [PAYS BAS]

RESUME

Cette seconde version de la méthode CML abandonne le principe d'une classification des flux orientée uniquement "milieux" pour rejoindre partiellement une classification orientée "effet". Cette méthode est actuellement considérée par la plupart des experts internationaux des ACV comme la base la plus adéquate de la phase d'analyse des impacts des ACV.

Les quatre étapes de la phase d'analyse des impacts sont présentées : classification, caractérisation, normalisation, évaluation.

PRESENTATION DETAILLEE

Etape 1 : Classification

Les éléments de l'inventaire sont rangés ou classés (étape classification) entre les différents thèmes environnementaux ou problèmes environnementaux comme figuré dans le tableau ci-après :

Thèmes environnementaux	Entrées et sorties impliquées
Epuisement des ressources abiotiques	Ressources énergétiques et minérales
Epuisement des ressources biotiques	Bois,...
Réchauffement global	CO ₂ , CH ₄ , CFC,...
Déplétion de l'ozone stratosphérique	CFC, CCl ₄ , ...
Acidification	SO ₂ , NO _x ,...
Eutrophisation (nutrification)	Composés azotés et phosphorés
Toxicité Humaine	Un grand nombre de produits chimiques
Ecotoxicité	"
Formation d'oxydants photochimiques	COV, NO _x ..
Radiation	
Dégagement de chaleur	Eau des centrales de prod. d'énergie
Bruit	
Odeur	plusieurs substances
Dessiccation	Eau

Etape 2 : Caractérisation

Huit classes d'impact sont définies à l'aide d'indicateurs reposant sur l'état des connaissances scientifiques.

Thème	Indice	Unité
Effet de serre	GWP (Global Warming Potential sur 100 ans)	kg équivalent CO ₂
Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	ODP (Ozone layer Depletion Potential)	kg équivalent CFC11
Eutrophisation	NP (Nutrification Potential)	kg éq. Phosphate
Acidification	AP (Acidification Potential)	kg équivalent SO ₂
Smog (formation d'ozone photochimique dans troposphère)	PCOP (Photochemical Ozone Creation Potential)	kg équiv. éthylène

Toxicité humaine	HCA / HCW / HCS	kg éq. tox. par milieu
Ecotoxicité		
aquatique	ECA	m3 d'eau pollué
terrestre	ECT	kg de sol pollué
Epuisement des ressources naturelles	Indice d'épuisement	sans dimension

Classe 1 - Effet de serre

Le potentiel de réchauffement global est évalué à partir de l'estimation de la contribution potentielle de chaque substance à l'effet de serre. Cette contribution a été définie à l'aide d'un index simple permettant de comparer les potentiels de réchauffement (GWP ou Global Warming Potential) des émissions de gaz.

Par ailleurs, du fait de leur plus ou moins longue durée de vie atmosphérique, les gaz à effet de serre peuvent avoir un impact sur le climat pendant des années, des décennies ou des siècles. Cette notion de rémanence de l'impact climatique des émissions aboutit à la définition d'un index GWP de chaque gaz à effet de serre pour différents horizons de temps (20, 100 et 500 ans). CML utilise l'index GWP pour l'horizon 100 ans, mais l'échelle de temps choisie doit être fonction du problème auquel on s'intéresse : réchauffement à court terme ou montée du niveau des mers à long terme.

Le GWP d'un gaz a été défini comme l'intégration, sur un laps de temps donné, du "forçage radiatif" (ie augmentation ou diminution de l'échange d'énergie par rayonnement) généré par un kilogramme de ce gaz, injecté instantanément dans l'atmosphère. Le GWP des gaz est exprimé relativement à celui du CO₂, c'est-à-dire en kg d'équivalent CO₂.

Indicateur de base = Global Warming Potential (GWP) = CO₂ équivalent /
Unité = kg CO₂

Descripteur de l'impact "effet de serre"

Effet de Serre (kg CO₂) = \sum_i GWP_i x Qté émise de substance i (kg)

Les coefficients de pondération correspondants au GWP sont les valeurs recommandées par l'IPCC (1992, prochain rapport en 1996).

Classe 2 - Destruction de la couche d'ozone stratosphérique

Le potentiel de destruction de la couche d'ozone a été établi essentiellement pour les hydrocarbures bromés, chlorés et fluorés ou les CFC.

Indicateur de base = Ozone Depletion Potential (ODP) = CFC-11 équivalent

Unité = kg de CFC-11

L'unité reconnue pour la mesure de la contribution d'une substance gazeuse à la destruction de l'ozone est l'ODP. L'ODP d'une substance est l'effet sur l'ozone stratosphérique de l'émission d'un kg de la substance par rapport au CFC-11.

Descripteur de l'impact "destruction de l'ozone"

$$\text{Destruction de l'ozone (kg CFC 11)} = \sum_i \text{ODPi} \times \text{Qté émise de substance } i \text{ (kg)}$$

Les valeurs de l'indice ODP pour l'ensemble des gaz contribuant à la destruction de l'ozone ont été compilées par CML.

Classe 3 - Eutrophisation

Ce phénomène est lié à une concentration excessive en produits nutritifs dans les cours d'eau, notamment dans les lacs. Un excès de produits azotés et phosphorés s'accompagne d'une surconsommation de l'oxygène dissous, qui conduit au déséquilibre des écosystèmes. Les coefficients de pondération ont été définis en choisissant comme référence le phosphate.

Classe 4 - Acidification

Le potentiel d'acidification (AP) a été exprimé par rapport à l'effet d'acidification du dioxyde de soufre.

Indicateur de base = Acidification Equivalent (AE) = SO₂ équivalent

Unité = kg SO₂

L'unité reconnue pour la mesure de la contribution d'une substance à l'acidification de l'atmosphère est l'AE. L'AE d'une substance gazeuse est la capacité de formation d'acide de l'émission d'un kg de la substance par rapport au SO₂. L'AE est lié au poids moléculaire et à la capacité de formation d'acide.

Descripteur de l'impact "acidification"

$$\text{Acidification (kg SO}_2\text{)} = \sum_i \text{AE}_i \times \text{Qté émise de substance } i \text{ (kg)}$$

Les valeurs de l'indice AE sont disponibles, et acceptées, pour l'ensemble des gaz contribuant à l'acidification.

Classe 5 - Smog

La formation des oxydants photochimiques, parmi lesquels l'ozone est le représentant le plus important, résulte des réactions entre les oxydes d'azote (NO_x) et des composés organiques volatils (COV), sous l'influence du rayonnement ultraviolet. Chaque COV a une contribution différente à ces phénomènes, qui est exprimée par l'indice du potentiel de création d'ozone photochimique (PCOP).

Cet indice représente le rapport entre le changement de la concentration d'ozone causé par une variation de l'émission du COV et le changement de la concentration d'ozone causé par une variation de l'émission de l'éthylène.

Le PCOP a été calculé comme la masse d'ozone produit par kg d'espèce émise supplémentaire. La référence est le PCOP pour l'éthylène.

Indicateur de base = Photochemical Oxidant Creation Potential (PCOP) = Ethylène équivalent

Unité = sans dimension (PCOP de l'éthylène = 1 et plus le PCOP est grand, plus le composé est réactif et participe à la création d'ozone.

Le PCOP_i de l'hydrocarbure *i* est un rapport qui représente le changement dans la production d'ozone dû à un changement dans l'émission du composé *i*, comparé au PCOP d'un hydrocarbure de référence : l'éthylène.

Le PCOP d'un composé dépend de 4 facteurs :

- poids moléculaire : plus le PM est élevé, moins le PCOP est élevé;
- taux d'émission : plus le taux est élevé, plus le PCOP est élevé,
- structure chimique,
- réaction avec radical OH : plus la vitesse de réaction avec OH est élevée, plus le PCOP est élevé.

Descripteur de l'impact "pollution photochimique"

$$\text{Formation oxydants photoch. (kg)} = \sum_i \text{PCOP}_i \times \text{Qté émise de substance } i \text{ (kg)}$$

Les valeurs de l'indice PCOP ont été compilées par CML pour 85 hydrocarbures.

Classe 6 - Toxicité humaine

La toxicité humaine est basée sur des standards pour l'eau (HCW), l'air (HCA) et le sol (HCS) de façon combinée. Les indices HCA, HCW et HCS sont définis pour environ 300 substances.

Descripteur de l'impact "pollution photochimique"

$$\begin{aligned} \text{Toxicité humaine (kg)} = & \sum_i \text{HCA}_i \text{ (kg.kg-1)} \times \text{Qté émise air de substance } i \text{ (kg)} \\ & + \sum_i \text{HCW}_i \text{ (kg.kg-1)} \times \text{Qté émise eau de substance } i \text{ (kg)} \\ & + \sum_i \text{HCS}_i \text{ (kg.kg-1)} \times \text{Qté émise sols de substance } i \text{ (kg)} \end{aligned}$$

Les valeurs HCA, HCW et HCS ont été proposées pour 300 substances, mais l'approche n'est pas suffisamment acceptée aujourd'hui. CML a cependant développé une approche simplifiée d'évaluation de l'impact santé.

Indicateur de base = concentration maximale admissible pour l'air (MAC, concentrations critiques) pour une série de polluants et qui dépendent de la toxicité de ce polluant.

unité = kg/m³

Méthode (= méthode des volumes critiques) : on calcule, pour une quantité de polluant rejeté dans l'eau, le volume minimal (ou volume critique, V_{Ci}) d'air qui est nécessaire pour que la concentration limite (charge limite) ne soit pas dépassée. Il ne s'agit bien entendu que d'une vue de l'esprit; la dilution réalisée n'est que théorique.

Indice de Toxicité Humaine dans l'Air (THA) :

$$THA_i = \frac{1}{\text{concentration maximale admissible du polluant dans l'air (kg/m}^3\text{)}}$$

L'addition des volumes critiques d'air de chaque polluant donne le volume critique total d'air, qui résume la charge sur l'environnement ayant un effet toxique sur l'homme.

Descripteur de l'impact "atteinte à la santé"

L'effet potentiel "atteinte à la santé" est évalué suivant l'équation (7) :

$$\text{Atteinte à la Santé (m}^3\text{)} = \sum_i THA_i \text{ (m}^3\text{.kg}^{-1}\text{)} \times \text{Qté rejetée de substance } i \text{ (kg)}$$

Les valeurs de l'indice $MAC_i (= 1/THA_i)$ pour les substances rejetées dans l'air, ont été calculées par CML (les travaux actuellement en cours au CML visent à définir de façon plus précise des valeurs pour THA_i , reposant exclusivement sur des données issues de publications scientifiques et non plus sur les valeurs guides définies par le législateur).

Classe 7 - Ecotoxicité

Seule l'écotoxicité aquatique est traitée avec des coefficients de pondération attribués à des substances toxiques telles les métaux lourds, les hydrocarbures et les pesticides.

Indicateur de base = concentration maximale admissible pour l'eau (concentrations critiques) pour une série de polluants et qui dépendent de la toxicité de ce polluant.

unité = mg/l

$$ECA_i = \frac{1}{\text{concentration critique du polluant dans l'eau (en mg/l)}}$$

Méthode (= méthode des volumes critiques) : on calcule, pour une quantité de polluant rejeté dans l'eau, le volume minimal (ou volume critique, VC_i) d'eau qui est nécessaire pour que la concentration limite (charge limite) ne soit pas dépassée. Il ne s'agit bien entendu que d'une vue de l'esprit; la dilution réalisée n'est que théorique.

$$VC_i \text{ (l)} = \frac{\text{quantité de substance } i \text{ rejetée dans l'eau (mg)}}{\text{concentration critique du polluant dans l'eau (en mg/l)}}$$

L'addition des volumes critiques d'eau de chaque polluant donne le volume critique total d'eau, qui résume la charge sur l'environnement. Cette méthode a été couramment utilisée dans les ACV, en étant très critiquée. Cependant, il faut être conscient du contexte totalement différent : la critique portait, à juste titre, sur l'utilisation généralisée de l'approche par volume critique : c'est à dire en tant que seul cadre d'analyse de l'ensemble des impacts sur l'environnement. Or cette méthode se limite à l'analyse d'un effet (toxicité) sur un milieu récepteur (faune aquatique et homme). C'est effectivement dans ce cadre limité que cette méthode est ici employée. En tout état de cause, il s'agit de l'approche aujourd'hui reconnue par l'ensemble des experts internationaux des ACV pour l'analyse de la toxicité.

Descripteur de l'impact "écotoxicité aquatique"

L'effet potentiel "écotoxicité aquatique" est finalement évalué suivant l'équation:

$$\text{Ecotoxicité aquatique (I)} = \sum_i \text{ECA}_i \text{ (l.mg-1)} \times \text{Qté rejetée de substance } i \text{ (mg)}$$

Sources de données : les valeurs de l'indice ECA pour les substances rejetées dans l'eau, sont calculées à partir des valeurs guides de la directive européenne relative à la qualité des eaux superficielles (directive 75/440/CEE)

(les données CML relatives à l'écotoxicité aquatique ne permettent pas, aujourd'hui, d'analyser valablement cet impact.

Classe 8 - Epuisement des Ressources naturelles

Un indice d'épuisement de métaux rares et de combustibles fossiles et fissiles a été proposé. Indicateur de base = indice de rareté (IR) / unité = année

Pour chaque ressource naturelle i, l'indice de rareté (IR_i) est donné par le rapport :

$$\text{IR}_i = \frac{\text{réserves mondiales connues et économiquement exploitables (en kg)}}{\text{production annuelle totale (en kg/an)}}$$

IR_i exprime le nombre d'année restant avant l'épuisement de la réserve mondiale en ressource i, dans l'hypothèse d'une consommation annuelle constante et égale à la consommation actuelle.

Descripteur de l'impact "épuiement des ressources naturelles" (ERN)

$$\text{Facteur ERN (i)} = \frac{1}{\text{IR}_i \text{ (années)} \times \text{réserves mondiales } i \text{ (en kg)}}$$

$$\text{Soit ERN (i)} = \text{Facteur ERN (i)} \times \text{consommation de la ressource } i \text{ (kg)}$$

Unité = (an)-1

L'effet potentiel "épuiement des ressources naturelles" est finalement évalué suivant :

$$\text{ERN (an-1)} = \sum_i \text{Facteur ERN (i)} \times \text{consommation de la ressource } i \text{ (kg)}$$

(Source des données: World Resources Institute (WRI))

L'évaluation des autres effets environnementaux

1 - Mise en décharge des déchets

Certains auteurs évaluent cet aspect, mais seulement à partir de l'estimation des volumes de déchets, ce qui permet d'apprécier uniquement l'espace occupé par les décharges. Les impacts du lixiviat et du biogaz générés par la décharge ne sont pas, dans ce cas, pris en compte. Pour les déchets spéciaux, d'autres auteurs préconisent de prendre le coût de leur élimination; mais ce facteur économique ne permet pas d'exprimer un impact écologique.

2 - Radioactivité

Au niveau international, aucun expert des ACV n'a proposé d'évaluer les rejets radioactifs par les volumes critiques, alors que les normes de rejets existent. Peut être ces normes ne sont-elles pas cohérentes avec les autres (dans le sens qu'elles ne reflètent pas un impact), ce qui inciterait certains auteurs à vouloir exprimer cet impact à l'aide de la dose radioactive journalière admissible. En ce qui concerne les déchets radioactifs, certains suggèrent d'apprécier leur danger à partir de la demi-vie des substances radioactives.

3 - Pollution thermique

Aucune proposition de moyen d'évaluation n'a été effectuée, dans le cadre des ACV.

4 - Santé des travailleurs

Aucune proposition de moyen d'évaluation n'a été effectuée, dans le cadre des ACV.

5 - Bruit et odeurs

Il a été proposé d'évaluer les impacts du bruit et des odeurs par la surface géographique (en km²) affectée par ces nuisances.

6 - Autres perturbations

Pour les problèmes de perturbation tels que la désertification, la dégradation des paysages et des écosystèmes, aucun moyen d'évaluation n'a été jusqu'à maintenant proposé. En effet, ils sont caractérisés par une modification de l'environnement qui peut difficilement être associée aux rejets des systèmes et généralement ne peut être reliée à l'unité fonctionnelle.

La sécurité des êtres humains et des animaux pourrait être considérée comme un problème environnemental et évaluée par le nombre de victimes.

Etape 3 : Normalisation

La procédure de normalisation consiste à diviser les résultats de calculs issus de la caractérisation par des données relatives à une **zone de référence définie**. Dans la dernière version de la méthode du CML (1995), il a été proposé que cette zone de référence soit **l'échelle mondiale**.

Pour certains thèmes environnementaux comme l'effet de serre, la destruction de la couche d'ozone, l'acidification, il existe des données sur les émissions au niveau mondial. En revanche, pour les problèmes environnementaux qui sont plus localisés comme la toxicité, l'écotoxicité, la formation de smog photochimique, les odeurs les données ne sont disponibles qu'à l'échelle d'une région ou d'un pays.

Pour calculer la contribution mondiale pour chaque thème environnemental, les chercheurs du CML ont utilisé le PNB des pays Bas (qui représente 1/100 du PNB mondial), pour transformer les données Hollandaises en données mondiales. Autrement dit *toutes données Hollandaises sont multipliées par 100*.

Etape 4 : Evaluation (valuation)

Dès 1992, le CML a suggéré quatre approches pour la phase d'évaluation :

- 1) - analyse de dominance,
- 2) - analyse par exclusion hiérarchique,
- 3) - analyse multicritère qualitative,
- 4) - analyse multicritère quantitative.

• **L'analyse de dominance** exige une simple comparaison de deux ou plusieurs écoprofiles environnementaux sans pondération des thèmes environnementaux.

• **L'analyse par exclusion hiérarchique** fixe un effet environnemental qui représente la priorité absolue et les systèmes sont comparés uniquement sur la base de cet effet. Un critère d'exclusion secondaire peut être choisi quand les systèmes comparés sont identiques par rapport au premier critère.

• **L'analyse multicritère qualitative** est une pondération au cas par cas des différents thèmes environnementaux. Cela signifie que dans chaque étude ACV, des facteurs de pondération spécifiques sont définis par un expert ou un comité d'experts. Pour les décisions importantes, par exemple un programme d'écolabellisation appliqué à des produits, la constitution d'un comité d'experts représentant les opinions sociales et scientifiques est recommandé pour l'élaboration des facteurs de pondération. Cette méthode est utilisée par beaucoup de pays dans leur programme d'écolabel.

• **L'analyse multicritère quantitative** consiste à utiliser des facteurs de pondération définis a priori une fois pour toute. Les scores des différents effets environnementaux sont additionnés. Cette approche est en plein développement.

Dans la thèse de J. B. Guinée (CML, Mars 1995), un système de pondération défini sur la base de deux facteurs, est proposé :

a) un facteur de soutenabilité : indiquant la distance entre les niveaux actuel des différents thèmes environnementaux et les niveaux soutenables,

b) un facteur inter-effet, indiquant l'importance relative des différents effets s'ils se produisent actuellement par exemple 10 m² de forêt acidifiée contre 1 cas de cancer humain. Ce facteur est basé exclusivement sur des critères sociétaux.

L'importance de ce facteur inter-effet permet de donner plus d'importance aux effets dans la mesure où le facteur de soutenabilité s'avère insuffisant.

Le facteur de soutenabilité est calculé pour chaque thème environnemental. Ce calcul tient compte des paramètres suivants :

- Ni : niveau mondial actuel du problème,
- Di : niveau soutenable ou objectif visé (long terme).

Thème environnemental	Ni	Di	Hypothèses et sources* (*): les sources sont entre parenthèses
Epuisement des ressources abiotiques	1,13	0,56	50 % de réduction
Réchauffement global	3,77 E+13	2,28 E+13	(Adriaanse, A.)
Formation d'ozone troposphérique	3,7 E+9	1,12 E+9	70 % de réduction (RIVM)
Acidification	2,86E+11	4,83 E+9	Valeur ciblée pour les Pays Bas (RIVM) x surface des Pays Bas x 100 ou rapport des PNB mondial / PNB hollandais
Toxicité humaine	3,24E+11	3,52E+11	Poids mondial du corps humain (comme calculé dans le rapport du CML, 1992)
Ecotoxicité terrestre	1,26E+15	7,32E+13	Masse mondiale des sols sur la base d'une épaisseur moyenne de 10 cm (Harte, J., 1988, USA)
Ecotoxicité aquatique	9,08 E+14	1,26 E+14	volume mondial des eaux douces sur la surface terrestre (Harte, J., 1988, USA)
Eutrophisation	8,87 E+10	5,6 E+9	Valeurs cibles pour les Pays Bas en ce qui concerne les composés P & N x 100 ou rapport des PNB x facteur d'équivalence (RIVM)
Odeur	6,28 E+17	3,00 E+18	Volume mondial d'air (Harte, J., 1988; Mackay D., 1991)
Dessiccation	3,24 E+12	4,07 E+13	Ressource mondiale annuelle renouvelable (World Resources institutes, 1992)

Dans les publications de Heijungs (1994) et Kortman (1994), deux équations ont été proposées pour le calcul du facteur de soutenabilité :

$$\text{Facteur de soutenabilité} = (Ni - Di) / Di \text{ pour } Ni > Di$$

$$\text{Facteur de soutenabilité} = 0 \text{ pour } Ni < \text{ou} = 0$$

$$\text{Facteur de soutenabilité} = (Ni / Di)$$

Ni est le score annuel et mondial du problème environnemental i,
Di est l'objectif ou valeur cible pour le problème environnemental i.

Les scores des effets i (ESi) normalisés par Ni peuvent maintenant être pondérés et agrégés de deux façons différentes pour calculer un indice environnemental.

$$\text{--> (1) : Indice environnemental (an)} = \sum_i ((ESi/Ni) \times ((Ni-Di)/Di) \times Ii)$$

$$\text{--> (2) : Indice environnemental (an)} = \sum_i ((ESi/Ni) \times (Ni/Di) \times Ii),$$

où Ii est le facteur inter-effet et qui est supposé être égal à l'unité. Dans la seconde équation, le paramètre Ni se simplifie et il devient par conséquent non nécessaire de l'utiliser dans la formule.

Une autre façon d'utiliser le principe de normalisation serait de diviser les scores des effets les niveaux des effets soutenables (Di). Ainsi les deux équations précédentes deviennent :

$$\text{--> (3) : Indice environnemental (an)} = \sum_i ((ESi/Di) \times ((Ni-Di)/Di) \times Ii)$$

$$\text{--> (4) : Indice environnemental (an)} = \sum_i ((ESi/Di) \times (Ni/Di) \times Ii)$$

J. B. Guinée a appliqué les équations (1) et (2) à la comparaison de 4 margarines qu'il a étudiées.

V.9 - METHODE DE L'INSTITUT IVL (FINNVEDEN ET AL,1992) [SUEDE]

Cette méthode se limite uniquement aux effets écologiques et écotoxicologiques des flux sortants. Les problèmes liés à la toxicité humaine, à l'épuisement des ressources naturelles et aux déchets n'ont, par exemple, pas été traités.

Thème	Indice/Unité
Réchauffement global	GWP
Destruction ozone stratosphérique	ODP (composants chlorés) ODP (composants bromés) N2O
Acidification	H+ ou perte de cations de base
Eutrophisation aquatique terrestre	DCO azote
Smog	NOx et POCP (COV)
Ecotoxicité	Toxicité aiguë Toxicité des métabolites Bioconcentration potentielle

La méthode de caractérisation est celle utilisée par CML. Aucune évaluation n'était proposée à ce stade des travaux de l'IVL.

V.10 - METHODE INSA (ROUSSEAU ET AL., 1993) [FRANCE]

RESUME

La méthode INSA intitulée « EVALUATION COMPARATIVE DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL GLOBAL » est un outil comparatif d'appréciation de l'impact global sur l'environnement des produits rendant le même service, aux trois stades de leur cycle de vie : production, consommation, élimination.

Les paramètres pris en compte sont : matières, énergies et impacts sur les milieux physiques (eau, air, sol) et vivants (végétaux, animaux, homme).

Elle permet :

- de dresser une liste de toutes les données disponibles permettant de comparer des produits entre eux au regard de leurs impacts sur l'environnement. Cette première étape aboutit à la constitution d'un bilan écologique.
- d'adapter et développer des procédures d'analyse multicritère d'aide à la décision susceptibles :
 - . d'une part d'intégrer l'ensemble des données du bilan écologique en hiérarchisant les critères environnementaux et en gérant leurs interactions.
 - . d'autre part d'agrèger les différentes évaluations environnementales obtenues précédemment afin de désigner les produits les plus respectueux de l'environnement sur leur cycle de vie.

PRESENTATION

A- ETABLISSEMENT DES BILANS ECOLOGIQUES

Le bilan écologique est une méthode d'évaluation des conséquences écologiques d'un anthroposystème, reposant sur un bilan matière-énergie le plus exhaustif possible, et répondant à des objectifs précis. Les anthroposystèmes étudiés concernent ceux du cycle de vie des produits (depuis l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets).

Le bilan écologique de ces systèmes s'établit en trois phases :

- objectifs recherchés,
- bilan matière-énergie,
- bilan des conséquences écologiques.

Objectifs

Les résultats du bilan écologique dépendent des objectifs recherchés : labellisation, comparaison de process, etc ...

Dès lors que l'objectif a été fixé, deux notions importantes sont prises en compte et parfaitement explicitées :

La notion de système : les limites du système étudié, son niveau technologique, sa situation géographique, ..., doivent être explicités.

Cette notion a été appréhendé par une approche systémique qui nous a permis de préciser les relations du cycle de vie avec son environnement et d'en définir certains termes (effet, impact, danger, risque).

La notion d'unité fonctionnelle : *elle est primordiale dans la mesure où elle permet de comparer des produits différents remplissant tous une même fonction.*

Le produit est évalué dans le cadre de cette unité fonctionnelle qui prend en compte :

- une unité de produit (masse, volume, ...) ;
- une unité de fonction (usage du produit) ;

Bilan matière-énergie

Il s'agit de quantifier des consommations de matières premières et des rejets dans le milieu naturel.

Un problème délicat existe au niveau de la prise en compte des énergies consommées. Le facteur d'impact qu'elles représentent, se situe au niveau de la consommation des matières énergétiques nécessaire à leur production ainsi que des rejets liés à cette production. L'INSA a donc été amené à élaborer une banque de données sur les principaux systèmes énergétiques : Charbon, Gaz naturel, Fioul lourd, Electricité.

L'existence de telles banques exhaustives et validées, communes à toutes les études, est une absolue nécessité pour la réalisation de ces bilans.

Bilan des conséquences écologiques

Cette phase consiste d'une part à classer les entrants et les sortants du système testé en fonction de leurs effets et d'autre part à évaluer les impacts correspondants.

La contribution de l'INSA à ce niveau a consisté dans un premier temps à identifier la nature des différentes actions d'un anthroposystème sur son environnement et dans un deuxième temps à en recenser les conséquences écologiques et à chercher les moyens d'évaluation correspondants. La difficulté majeure se situe au niveau du recensement et de l'évaluation des conséquences compte tenu du nombre souvent élevé de facteurs d'impact. L'INSA a fait le choix de regrouper ces conséquences au sein de deux familles principales :

- **Conséquences toxiques et écotoxiques** : ce sont celles qui génèrent directement des dysfonctionnements des systèmes vivants. Certains de ces dysfonctionnements liés à des effets indirects (eutrophisation, formation d'ozone troposphérique, ...) n'ont pas été considérés dans leur proposition méthodologique du fait de leur complexité, voire de leur méconnaissance. Pour les autres effets plus abordables, ils se sont inspirés des méthodes de scores qui s'appuient sur les différents tests de toxicité et d'écotoxicité. Dans l'évaluation de ces effets, nous n'avons pas jugé utile de distinguer la santé humaine des effets écotoxiques.

Ces impacts sont évalués à tous les stades du cycle de vie des produits. La mise en décharge des déchets n'est jamais complètement prise en compte à ce niveau par les études connues. Ils ont alors choisi d'utiliser le test de lixiviation afin de pouvoir comparer le potentiel écotoxique des lixiviats générés par les déchets des systèmes étudiés.

Contrairement à la méthode des volumes critiques, la méthodologie proposée n'utilise aucune norme pour évaluer les conséquences écologiques. Par contre, ils suggère de recourir aux normes de rejet lorsque les données sur les rejets sont manquantes.

- **Conséquences non toxiques** : ce sont celles qui affectent l'environnement sans pour autant être qualifiables en terme d'écotoxicité (par exemple effet de serre, dégradation de l'ozone stratosphérique, perte de matières premières).

Certains indices d'évaluation proposés par différents auteurs ont été retenus dans leur méthodologie comme par exemple le GWP (Global Warming Potential) pour l'effet de serre, avec la seule différence d'utilisation que pour le CO₂, seul le CO₂ d'origine fossile ou de biomasse non renouvelée est pris en compte.

Ils ont proposé un critère disqualifiant pour les produits contenant des CFC en les excluant du classement. Ce choix est motivé par le fait que la collectivité internationale a demandé que cesse la production de ces substances dégradant l'ozone stratosphérique.

En ce qui concerne les matières premières, ils les ont caractérisées par trois indices :

- * consommation totale des matières premières ;
- * contribution à l'épuisement des réserves naturelles ;
- * non "renouvelabilité" des matières premières.

B- COMPARAISON DES BILANS ECOLOGIQUES

Ils proposent d'utiliser des méthodes d'analyse multicritère et d'aide à la décision qui semblent tout à fait indiquée pour répondre à cet objectif et ce pour deux raisons au moins :

- elles reposent sur la comparaison deux à deux des différents critères évitant ainsi une agrégation en un seul critère qui permettrait à une mauvaise note dans un critère d'être compensée par une bonne note dans un autre critère.

- elles prennent en compte non seulement des critères quantitatifs mais également des critères qualitatifs qui pourraient être évalués par un groupe de personnes ad hoc. C'est probablement d'ailleurs à ce niveau là que peut se concrétiser la nécessaire et inévitable négociation entre les divergences d'appréciation qui peuvent être portées sur un même impact par les différents acteurs concernés.

Certaines conditions sont exigées pour appliquer ces méthodes d'analyse multicritère comme la non dépendance des critères. Or certains critères écologiques proposés dans la méthodologie sont interactifs et il aurait été dommage selon eux pour l'aide à la décision de les négliger. Ils ont alors proposé de coupler deux méthodes d'analyse multicritère afin de s'affranchir de cette contrainte : la première méthode d'agrégation globale, JOUANY-VAILLANT, permet, en prenant en compte les interactions entre critères, de les agréger en un seul critère ; la deuxième méthode d'agrégation partielle, Electre IS, établit une relation de surclassement entre les critères indépendants restants. Ils ont adapté ces deux méthodes pour comparer les bilans écologiques.

La méthode d'agrégation partielle retenue (Electre IS) nécessite des coefficients de pondération des différents critères écologiques ; l'évaluation de ces coefficients est une étape délicate. Selon les auteurs, il appartient au décideur de choisir les coefficients de pondération éventuellement à partir de sondage auprès de spécialistes.

SYNOPSIS DE LA METHODE INSA

1) ETABLISSEMENT DU BILAN ECOLOGIQUE

OBJECTIF ET CHAMP DE L'ETUDE

- objectifs et utilisations de l'étude
- identification des produits (rendant le même service) testés
- présentation des 3 anthroposystèmes (producteur, consommateur, transformeur) pour chaque produit
- définition, selon l'activité du consommateur, de l'unité fonctionnelle [f(unité de produit, de fonction et de temps)]

BILANS MATIERE-ENERGIE

- collecte des données sur les entrants et les sortants des anthroposystèmes et analyse de leur validité
- classification et élaboration des bilans des matières et des énergies pour chaque anthroposystème :
 - * Matières premières : . énergétiques, non énergétique
 - . renouvelables, non renouvelables
 - . minérales, organiques
 - * Consommation énergétique (type d'énergie : électrique, thermique (combustible))
 - * Effluents liquides (milieu récepteur : eau douce, eau saumâtre)
 - * Effluents gazeux (substances écotoxiques, à effet de serre, dégradant O3 stratosphérique)
 - * Déchets à traiter (sous-produits de la filière de traitement) et mis en décharge
 - * Pertes énergétiques

BILAN DES CONSEQUENCES ECOLOGIQUES

- évaluations des conséquences écologiques
 - 1- Efficacité énergétique
 - 2- Consommation de matières premières
 - 3- Contribution à l'épuisement des réserves
 - 4- Non "renouvelabilité" des matières premières
 - Potentiel écotoxique global des effluents liquides :
 - 5- Potentiel écotoxique maximum des substances
 - 6- Potentiel écotoxique médian des substances
 - 7- Potentiel écotoxique moyen des substances
 - 8- Nombre de substances
 - Potentiel écotoxique global des effluents gazeux :
 - 9- Potentiel écotoxique maximum des substances
 - 10- Potentiel écotoxique médian des substances
 - 11- Potentiel écotoxique moyen des substances
 - 12- Nombre de substances
 - 13- Potentiel effet de serre
 - 14- Contribution à la dégradation de O3 stratosphérique
 - 15- Volume des déchets en décharges
 - Potentiel écotoxique global du lixiviat :
 - 16- Potentiel écotoxique maximum des substances
 - 17- Potentiel écotoxique médian des substances
 - 18- Potentiel écotoxique moyen des substances
 - 19- Nombre de substances
 - Potentiel écotoxique global du biogaz :
 - 20- Potentiel écotoxique maximum des substances
 - 21- Potentiel écotoxique médian des substances
 - 22- Potentiel écotoxique moyen des substances
 - 23- Nombre de substances

II) COMPARAISON DES PRODUITS PAR ANALYSES MULTICRITERES DES BILANS ECOLOGIQUES

POUR CHAQUE TYPE D'ANTHROPOSYSTEME :

- agrégation globale des critères 2,3,4 par la méthode JOUANY-VAILLANT adaptée :
 - * obtention d'un rang exprimant les pertes de matières premières occasionnées par l'anthroposystème ;
- agrégation partielle des 21 critères restants par Electre IS :
 - * détermination des caractéristiques des critères écologiques : (seuils d'indifférence, de préférence, veto et coefficient de pondération);
 - * comparaison des anthroposystèmes "Producteurs" ;
 - * comparaison des anthroposystèmes "Consommateurs" ;
 - * comparaison des anthroposystèmes "transformeurs" ;
 - * comparaison globale des cycles de vie des produits.

DESIGNATION DU OU DES MEILLEURS PRODUITS

V.11 - METHODE ECOBILAN (MINISTERE DE L'AGRICULTURE, 1995) [FRANCE]

PRESENTATION

La dernière version publiée est celle qui a été présentée dans les travaux commandités par le Ministère de l'agriculture (Ecobilan des filières agro-alimentaires, Mai 1995). Cette Méthode a été aussi appliquée dans le programme d'écolabel relatif aux sacs poubelles.

La méthode proposée par la société Ecobilan se situe à mi-chemin entre la philosophie préconisée par I. Boustead (à savoir, ne pas aller au delà de la phase d'inventaire), et la démarche CML orientée-effets, mais à ceci près que seuls les impacts pour lesquels des méthodes de caractérisation assez consensuelles sont pris en compte : effet de serre, déplétion de la couche d'ozone, acidification, et eutrophisation.

La phase d'analyse des impacts ne prend en compte que 4 impacts : effet de serre, déplétion de la couche d'ozone, acidification, et eutrophisation.

Ecobilan ne propose aucune approche pour agréger les impacts. En fait, les résultats synthétiques de l'ACV sont présentés en combinant les flux de la phase d'inventaire qui sont considérés comme les plus importants pour la filière étudiée, et les 4 impacts cités.

DISCUSSION

Point forts

- non prise en compte d'impacts pour lesquels les méthodes de caractérisation sont encore très discutées sur la plan de la validité scientifique.

Points faibles

- approche partielle des impacts environnementaux, même les plus consensuels puisque l'épuisement des ressources, par exemple, n'a pas été pris en compte dans le document de référence;
- la présentation synthétique des résultats de l'ACV combine aussi bien des éléments de l'inventaire (CO₂, NO_x, DCO,...) que des thèmes environnementaux proprement dit (Effet de serre, Acidification, Eutrophisation), ce qui introduit un biais important dans la lecture et l'interprétabilité des résultats présentés puisque ceux-ci sont redondants.

V.12 - METHODE NOH : (1995) [Pays-Bas]

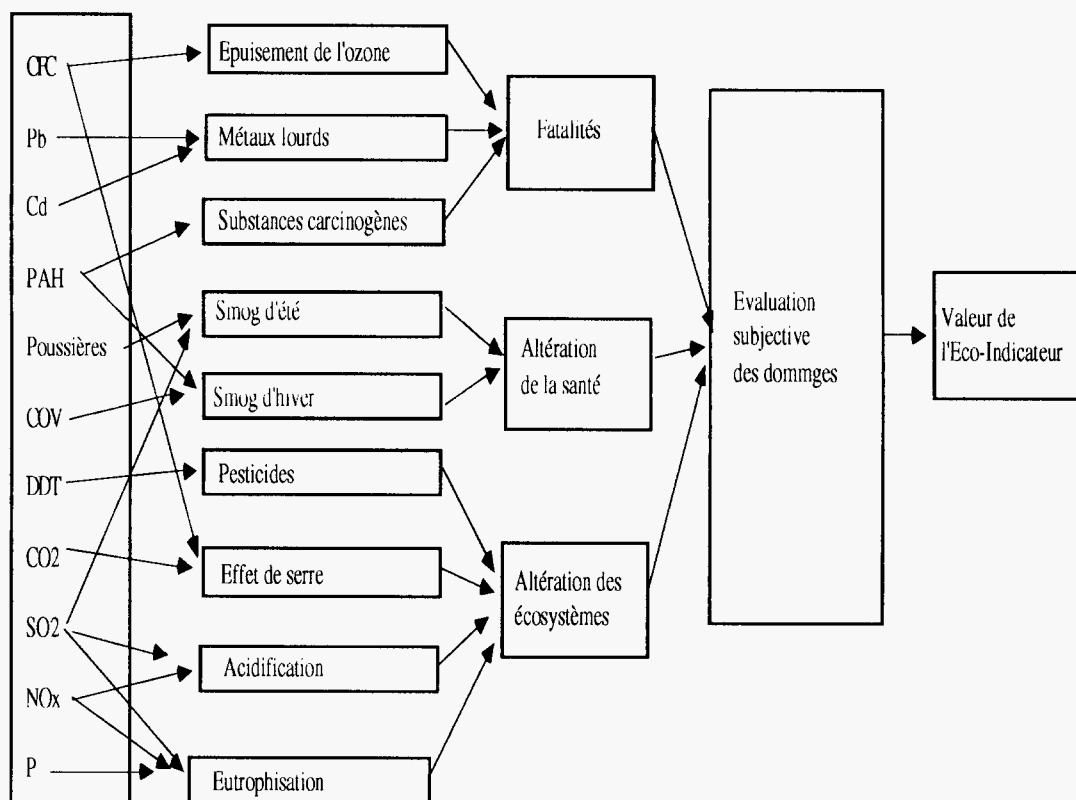
RESUME

Cette méthode a été élaborée par NOH à la demande des industriels Philips, NedCar, Shruurink et Océ. Le travail a été piloté par PRé consultants en collaboration avec le CML, IDES (Université d'Amsterdam), le Centre for Energy Conservation and Environmental Technology, et Patrick Hofstetter de l'Université de Zurich (ETH).

L'objectif principal de cette méthode est d'aboutir à un score final unidimensionnel, en se basant sur une comparaison des différents impacts environnementaux qui surviennent à l'échelle de l'Europe.

Dans cette méthode, il a été décidé, a priori, de considérer les niveaux de dommages suivants comme équivalents :

- un mort supplémentaire par millions d'habitants et par an
- plaintes des hommes à la suite des périodes de smog
- 5 % des écosystèmes altérés (dans le long terme).



A la différence des autres méthodes d'évaluation aboutissant à un score unique (Ecopoint, EPS), la démarche NOH ne s'appuie pas sur des pondérations établies sur la base des normes ou réglementations, mais sur la base des données scientifiques disponibles.

Cette méthode s'appuie sur une phase d'inventaire ne présentant aucune spécificité.

Elle est ensuite constituée des phases suivantes : classification, caractérisation, normalisation (principe idem que celui défini dans les travaux du CML), et pondération.

Par rapport à la méthode CML, la classification est modifiée. La phase de pondération entre impacts différents est cependant la partie la plus spécifique de la méthode.

La procédure qui a été adoptée pour obtenir un facteur de pondération est la suivante :

1. Déterminer la contribution du système aux différents effets (classification et caractérisation)
2. Déterminer la contribution du système à l'effet global au niveau de l'Europe (normalisation). L'avantage de l'étape normalisation est que toutes les contributions du système deviennent des valeurs sans dimension. En plus, on donne plus de signification aux effets.
3. Multiplier les résultats obtenus pendant la normalisation par le facteur de réduction (rapport entre le niveau actuel et l'objectif ciblé). Ce facteur de réduction traduit l'importance de l'effet.
4. Multiplier l'effet par un facteur de pondération subjectif. Ce facteur est utilisé car d'autres facteurs autres que la distance par rapport aux objectifs peuvent aussi déterminer l'importance d'un effet.

PRESENTATION DETAILLEE DE LA METHODE

1. Classification des impacts environnementaux

Un des objectifs de cette méthode a été de rester le plus possible en accord avec les recommandations de la SETAC. Les thèmes environnementaux définis dans le Code pratique de la SETAC sont :

- Effet de serre
- Epuisement de la couche d'ozone
- Toxicité humaine (air)
- Toxicité humaine (eau)
- Toxicité humaine (sol)
- Ecotoxicité (eau)
- Ecotoxicité (sol)
- Smog
- Acidification
- Eutrophisation
- Odeur
- Epuisement des ressources biotiques
- Epuisement des ressources abiotiques
- Bruit
- Dégradation des écosystèmes physiques
- Victimes directs

Ces effets ne sont pas tous définis avec la même clarté ou le même niveau de précision, et pour certains effets il n'y a pas aujourd'hui de méthode de caractérisation, permettant de quantifier un effet. Par ailleurs, ils ne présentent pas la même signification à l'échelle européenne.

Dans la méthode NOH, il a été décidé d'inclure seulement les effets environnementaux qui conduisent à des dommages :

- sur des écosystèmes sur une échelle européenne
- sur la santé humaine sur une échelle européenne.

Ce choix signifie de ne pas prendre en compte :

- les problèmes environnementaux locaux tels que : bruit, odeur,
- l'épuisement des matières premières
- la production des déchets ultimes
- un certain nombre d'effets toxiques

Les principales modifications apparaissent au niveau de l'effet " toxicité" :

Une analyse fine des problèmes environnementaux en Europe, révèle qu'il y a seulement un nombre limité de substances toxiques qui peuvent causer des problèmes environnementaux à l'échelle européenne. Beaucoup de substances toxiques ne causeraient que des problèmes particuliers ou locaux.

Toutes les substances ne seraient donc pas prises en compte. Cette situation concerne particulièrement les substances qui :

- se dégradent très lentement ou ne se dégradent pas du tout; de bons exemples de celles-ci sont les métaux lourds et les sulfures;
- sont produites en très grandes quantités et qui posent des problèmes en dépit de taux élevés de décomposition; parmi ces substances on peut citer : les pesticides, les poussières (smog d'été), les HC (smog d'hiver) et les substances carcinogènes.

La conséquence de ces choix est qu'un très grand nombre de substances qui sont très importantes dans le contexte du milieu de travail ne sont pas incluses dans cette liste. En plus de ces substances qui sont volontairement exclues de l'évaluation, il y a d'autres substances que les auteurs ont cherché à intégrer comme les dioxines et les PCBs. Il n'y a pas encore suffisamment de données claires décrivant leurs effets et les objectifs de réduction.

En conclusion, sur la base des analyses mentionnées plus haut les nouveaux critères utilisés pour évaluer la toxicité sont :

Nouvelle définition d'effet	définition actuelle de la SETAC
Substances carcinogènes	toxicité humaine
Smog d'hiver	toxicité humaine
Métaux lourds dans l'air	toxicité humaine
Métaux lourds dans l'eau	toxicité humaine
Pesticides dans les eaux souterraines et dans les eaux de surface	écotoxicité

Comme nous l'avons déjà dit, ce choix est étroitement lié à la description des problèmes environnementaux à l'échelle de l'Europe

2 - Caractérisation des impacts

Les effets suivants ont été utilisés dans la pondération. La seconde colonne indique quelle méthode de caractérisation est préconisée.

Les effets pondérés dans la méthode Eco-indicateur

Effet	Caractérisation
1. Effet de serre	SETAC (IPCC)
2. Destruction de l'ozone	SETAC (IPCC)
3. Acidification	SETAC
4. Eutrophisation	SETAC
5. Smog d'été	SETAC
6. Smog d'hiver	Valeurs guides de la qualité de l'air (WHO)
7. Pesticides	Ingrédients actifs (active ingredient)
8. Métaux lourds dans l'air	Valeurs guides de la qualité de l'air (WHO)
9. Métaux lourds dans l'eau	Valeurs guides pour les eaux potables (WHO)
10. Substances carcinogènes	Valeurs guides de la qualité de l'air (WHO)

Une étape de caractérisation a été développée spécifiquement pour obtenir de nouveaux scores des différents types de toxicité.

Pour déterminer les scores des autres effets, la méthode classique de CML, préconisée par la SETAC, est appliquée sans modification.

Les valeurs guides de l'air (AQG) et les valeurs guides pour la qualité des eaux potables (QGDW) de l'OMS ont été utilisées comme un point de départ dans la caractérisation.

Ces valeurs guides décrivent les effets des substances en se basant sur le long terme, et un faible niveau d'exposition.

2-1 Cas des métaux lourds en suspension dans l'air

Les AQG définissent les concentrations qui sont considérées comme acceptables pour une exposition humaine sur une durée d'une année.

	Max. Conc. microg/m ³	Facteur de pondération m ³ /microg	Effet sur la santé dominant
Cadmium	0,02	50	Reins
Pb	1	1	Biosynthèse de sang, système nerveux, et tension
Manganèse	1	1	Poumons et systèmes nerveux (déficience cause des conditions dermatologiques)
Mercuré	1	1	Cerveau : fonction sensoriels et de coordination

valeurs de caractérisation des métaux lourds dans l'air)

Ceci s'accorde avec l'approche des volumes critiques telle qu'elle a été utilisée avec les valeurs MAC. Les scores ont été utilisés comme un équivalent plomb.

Le chrome et le nickel sont inclus avec les substances carcinogènes parce que, pour ces substances, les risques de cancer seraient plus importants que les autres effets toxicologiques.

2-2 : Score pour les métaux lourds dans l'eau

Les valeurs QGDW de l'OMS spécifient un certain nombre de valeurs pour les substances persistantes en se basant, aussi, sur le long terme, et des faibles niveaux d'exposition.

Le tableau ci-dessous établit la liste des substances qui sont considérées comme persistantes, et qui s'accumulent dans l'environnement.

	Norme mg/l	Facteur de pondération litre/mg	Effet
Antimoine	0,005	2	Glucose et cholestérol dans le sang
Arsenic	0,01	1	6. 10 ⁻⁴ de cancer de peau
Baryum	0,07	0,14	tension et vaisseaux sanguins
Boron	0,3	0,03	Fertilité
Cadmium	0,003	3	Rein
Chrome (tous)	0,05	0,2	Mutagène (cancérogène seulement si inhalé)
Cuivre	2	0,005	Pas de problème en général, parfois des désordres de foies
Plomb	0,01	1	Sang de biosynthèse, système nerveux, et tension
Manganèse	0,5	0,002	Système nerveux
Mercur	0,001	10	Reins, système nerveux (methyl de mercure)
Molybdene	0,07	0,14	Aucune description claire
Nickel	0,02	0,5	Perte de poids, grande incertitude

Les facteurs de pondérations ont été convertis en plomb équivalent.

Il a été décidé dans une deuxième phase de combiner les scores pour les métaux lourds dans l'eau et dans l'air.

Un équivalent Pb pour l'eau est ainsi le même qu'un équivalent Pb pour l'air.

2-3 Substances carcinogènes

Les AQG ne donnent aucun niveau acceptable mais calculent la probabilité correspondant à un niveau de 1 microgramme par m³.

Dans le tableau ci-dessous cette probabilité est exprimée comme étant le nombre d'individus qui pourraient développer un cancer à ce niveau d'exposition.

	Probabilité de cancer à 1 microg/m ³	Facteur de pondération en PAH équivalent	type de cancer
Arsenic	0,004	0,044	Général, aussi effets mutagènes
Benzène	0,000001	0,000011	Leucémie
Nickel	0,04	0,44	Poumons, larynx
Chrome (VI)	0,04	0,44	Divers incluant poumons, aussi effets mutagènes
PAH (Benzo(a) pyrène)	0,09	1	Cancer de poumons, mais aussi d'autres formes

Le groupe des PAH équivalent contient un grand nombre de substances. Le Benzo (a) pyrène a été choisi comme substance de référence.

Les auteurs proposent déjà qu'une amélioration de l'approche pourrait être réalisée en prenant en considération la persistance des différentes substances (ceci s'applique en particulier au groupe des PAH).

L'inclusion de l'amiante peut aussi être considérée. La difficulté ici est que les amiantes ne peuvent être exprimées raisonnablement dans une unité de poids. Le nombre et le type de fibres est d'une importance décisive.

2 - 4 Smog d'hiver

A la différence du smog d'été (qui correspond en réalité au smog tel qu'il est évalué dans l'approche CML), les poussières et le SO₂ sont les seules substances à jouer un rôle dans le smog d'hiver. Les valeurs guides de la qualité de l'air (AQG) spécifient un niveau de 50 microgrammes par m³ pour ces deux types de composés..

Les facteurs de pondération sont égaux, ils ont été fixés à 1. Selon les auteurs, une amélioration est possible en prenant en compte le temps de persistance moyen des composants, mais cette information n'est pas disponible.

2 - 5 Pesticides

Les pesticides causent un certain nombre de problèmes, incluant :

- . la pollution des nappes qui deviennent ainsi toxiques pour l'Homme,
- . l'altération de l'activité biologique dans les sols, ce qui conduit à des dommages sur la végétation.

Les facteurs de pondération sont basés sur les effets toxiques.

Selon, les auteurs, une amélioration serait possible en tenant compte de la persistance de ces substances, car certains pesticides restent actifs durant plusieurs années alors que d'autres disparaissent en quelques heures.

3 - Normalisation (pondération des impacts) et Evaluation globale

Cette méthode aboutit à un score final unidimensionnel, en se basant sur une comparaison des différents impacts environnementaux, à l'échelle de l'Europe.

Il a été décidé de considérer les niveaux de dommages suivants comme équivalents :

- **un mort supplémentaire par millions d'habitants et par an**
- **plaintes des hommes à la suite des périodes de smog**
- **5 % des écosystèmes altérés (dans le long terme).**

Synthèse des Valeurs Cibles utilisées

	Caracté- risation	Facteur visé de réduction	Critère
Effet de Serre	SETAC (IPCC)	2,5	0,1° par décade, 5% des écosystèmes altérés
Destruction de l'ozone	SETAC (IPCC)	100	Probabilité de 1 mort par million d'habitants
Acidification	SETAC	10	5 % des écosystèmes altérés
Eutrophisation	SETAC	5	Rivières et lacs, altération d'un nombre inconnu d'écosystèmes aquatiques ? (5 % des écosystèmes altérés ?)
Smog d'été	AQG	2,5	Occurrence des périodes de smog, altération de la santé des patients asmathiques et des personnes âgées. Occurrence de dommages sur l'agriculture
Smog d'hiver	SETAC	5	Occurrence des périodes de smog, altération de la santé des patients asmathiques et des personnes âgées.
Pesticides	Ppes actifs	25	5 % des écosystèmes altérés
Métaux lourds dans l'air	AQG	5	Concentration du plomb dans le sang des enfants
Métaux lourds dans l'eau	QGW	5	Cadmium contenu dans les rivières, et effet ultime sur les hommes
Substances carcinogènes	AQG	10	Probabilité de 1 mort par an et par million

V.13 - METHODE BMW (FRANZE ET AL., 1995) [ALLEMAGNE]

- Approche développée pour permettre l'optimisation de la compatibilité environnementale (CE) de composants automobiles : ACV en tant qu'outil d'aide à la conception. Approche utilisée pour comparer la CE de concepts alternatifs.
- **Etape de classification** : seuls les effets environnementaux corrélés à des impacts globaux (planétaires) sont pris en compte
 - consommation en ressources non renouvelables,
 - intensification de l'effet de serre,
 - consommation énergétique.
- **Etape de caractérisation** : les deux premiers impacts sont quantifiés à l'aide des indicateurs CML. le troisième ne nécessitant aucun traitement.
- **Etape d'évaluation** : pondération 1/1/1 entre les trois effets et agrégation.

DISCUSSION CRITIQUE

Points faibles

- Non adéquation des spécifications méthodologiques par rapport aux objectifs de l'étude : seuls 3 indicateurs d'impact sont pris en compte (ressources naturelles, effet de serre et consommation énergétique), or les données de l'inventaire sont relatives à TOUS les inputs et outputs.
- Prise en compte limitée des impacts environnementaux : quid des impacts régionaux et locaux, des impacts santé, des aspects toxicologiques et écotoxicologiques,...
- Les impacts orientés-milieux récepteurs ne sont pas pris en compte (pollution de l'air, de l'eau, des sols).
- Le degré de redondance entre les 3 indicateurs d'impact pris en compte n'est pas discuté.

Points forts

- les impacts pris en compte (impacts globaux orientés-effets) reposent sur les indicateurs les plus consensuels au niveau international et scientifique, cela d'un double point de vue :
 - signification de l'indicateur,
 - additivité tout au long du cycle de vie (malgré la délocalisation spatio-temporelle des étapes du cycle de vie).
- certains auteurs (notamment des industriels au sein de l'ISO) préconisent de n'utiliser dans les ACV que les impacts globaux; c'est un parti qui est prudent et justifiable sur des bases scientifiques, bien que limitatif et partiel.
- L'orientation fondamentale consistant à ne considérer que les indicateurs d'impacts globaux peut sembler raisonnable et prudente dans le cadre d'une mise en oeuvre immédiate de l'approche ACV dans un contexte opérationnel, car :
 - les autres types d'impact posent le problème de l'additivité des inputs-outputs sur des unités délocalisées dans l'espace et dans le temps; en conséquence, ils ne font pas aujourd'hui l'objet d'un consensus permettant de garantir une visibilité à long terme; or introduire l'ACV dès la phase de conception des produits nécessite une visibilité à long terme;

- la plupart des autres impacts (à préciser ?) découlent de flux faisant déjà l'objet d'un contrôle réglementaire; et chaque sous système est supposé en conformité par rapport aux législations en vigueur. Cela dit, le principe même d'une ACV est précisément de permettre la comparaison entre deux solutions au niveau global (c'est à dire intégré au niveau d'une filière), même si chaque sous-système de chacune des solutions alternatives est en conformité par rapport aux obligations légales.

- seuls les flux associés aux impacts globaux pris en compte dans l'approche BMW ne font l'objet d'aucune obligation législative (aucun contrôle des émissions de CO₂, ni des consommations de ressources naturelles non renouvelables): il est donc tout à fait pertinent de valoriser de façon prioritaire ces types d'impact. Et ce, d'autant plus, qu'ils s'inscrivent dans une logique environnementale cohérente par rapport aux priorités politiques internationales en matière de développement soutenable.

CONCLUSION

Au total, l'approche peut sembler limitative (quid des impacts régionaux et locaux, des impacts santé, des aspects toxicologiques et écotoxicologiques,...). Cependant, et c'est là sans doute le point fort majeur :

- l'approche tente de s'appuyer sur les éléments "quasi-indiscutables" des débats environnementaux actuels;
- les indicateurs choisis sont ceux pour lesquels la méthode de calcul est suffisamment consensuelle pour assurer une pérennité à moyen-long terme;
- l'approche reste évolutive du point de vue des thèmes environnementaux étudiés.

En conclusion, les principes de base de l'approche BMW pour la valorisation des effets environnementaux sont :

- du point de vue scientifique : peu criticables, mais limités;
- du point de vue opérationnel : bien adaptés aux objectifs dans un contexte d'aide à la conception,
- d'un point de vue politique : largement acceptables,
- d'un point de vue pratique : faciles à mettre en oeuvre.

La faiblesse majeure du système est de ne pas permettre d'anticiper les risques environnementaux à terme (toxicologie, écotoxicologie notamment).

V.14 - METHODE BIO 1 : ACV "SIMPLIFIE"

PRESENTATION GENERALE

1) CADRE D'UTILISATION DE LA METHODE (= l'objectif utilisateur) :

- disposer de données utiles le plus rapidement possible et au coût le plus faible;
- disposer de données pertinentes tant que les données précises sur les flux élémentaires matières-énergies ne sont pas disponibles avec une qualité suffisante de façon homogène sur le cycle de vie complet (par exemple au stade des projets industriels : design nouveau process, conception nouveau produit, évaluation des opérations de construction au stade du projet architectural,...);
- réaliser une pré-étude ACV (après réalisation de l'analyse fonctionnelle de la filière et de l'arbre des procédés) afin de disposer des ordres de grandeur sur l'écart possible entre deux scénarios étudiés, dans un rapport coût-efficacité acceptable.

2) CLARTE DE LA VALEUR EXPLICATIVE DE L'ACV

Contrairement aux approches actuellement existantes d'ACV, la méthode proposée ne cherche pas à réaliser l'inventaire exhaustif des effets directs sur l'environnement : elle cherche à réaliser l'inventaire exhaustif des variables anticipatrices clés de l'impact environnemental.

Plus précisément, la méthode propose de s'appuyer sur le nombre minimal d'indicateurs qui permette néanmoins de décrire dans son exhaustivité la problématique du développement durable. Ces indicateurs ne sont pas des descripteurs d'impact physique réel ou potentiel sur l'environnement. Les indicateurs choisis sont en réalité les "causes" initiales des flux élémentaires de l'inventaire ACV, et par conséquent des impacts environnementaux.

3) VALEUR PREDICTIVE DE LA METHODE

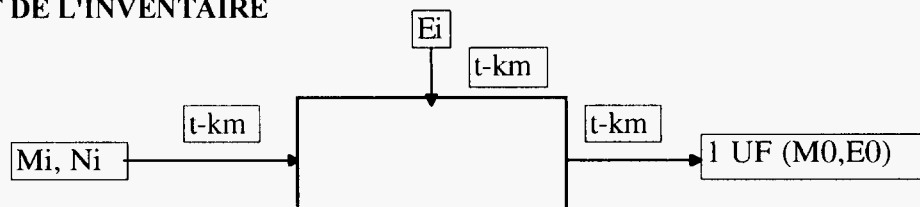
L'idée est de disposer de toute l'information utile permettant d'anticiper l'impact environnemental dans son ensemble. Il ne s'agit pas de prédire la "gravité des effets", mais de garantir la meilleure visibilité sur "l'intensité des causes".

II - L'INVENTAIRE (VERSION 1.0)

1) PRINCIPE GENERAL

Contrairement aux approches existantes, l'inventaire est très simplifié. Seules les grandeurs les plus synthétiques du bilan matières-énergies sont recherchées. Autrement dit l'inventaire détaillé et complet des flux de matières et d'énergies n'est pas réalisé. C'est l'inventaire complet des facteurs explicatifs de ces flux qui est réalisé.

2) FORMAT DE L'INVENTAIRE



Comme l'illustre le schéma 1 appliqué à un système (S) , les facteurs explicatifs de l'impact environnement du process sont contenus dans l'ensemble des grandeurs suivantes (ramenées à une unité fonctionnelle) :

- 1) - M_i : masse totale de matière consommée;
- 2) - N_i : nombre de matières premières différentes (i.e. nbre de flux de matière entrante);
- 3) - M_0 : masse totale d'une unité fonctionnelle;
- 4) - E_i : énergie primaire totale consommée;
- 5) - E_0 : énergie contenue dans une unité fonctionnelle (et récupérable i.e. "feedstock");
- 6) - $t\text{-km}$: nombre de total de tonnes-km parcourus par les marchandises et services entre les différentes opérations technico-économiques de la filière.

NOTE sur les travaux de recherche en cours au sein de BIO IS: une version plus complète de la méthode chercherait à prendre en considération la nature des substances entrantes (selon l'appartenance à une liste) et le nombre de process élémentaires différents, ainsi que le nombre de sites industriels siège des différentes opérations de transformation.

III - CLASSIFICATION

CHOIX DES CRITERES DE CLASSIFICATION :

Logique environnementale sous-tendue : le concept de développement durable tel que défini au niveau de l'Union Européenne (**Le programme communautaire de politique et d'action pour l'environnement et le développement durable et respectueux de l'environnement (rapport du 30/03/1192). Extraits :**

Le terme "durable" qualifie une politique et une stratégie visant à assurer la continuité dans le temps du développement économique et social, dans le respect de l'environnement, et sans compromettre les ressources naturelles indispensables à l'activité humaine.

"Parmi les conditions à remplir pour assurer un développement durable, on peut citer :

- la nécessité de **gérer les flux de matières premières à tous les stades** (industrie, consommation, utilisation),
- la nécessité de **rationaliser la production et la consommation de l'énergie**,
- la nécessité de **modifier les modes de consommation et les comportements**".

" La priorité est accordée aux 6 domaines suivants :

- D1 • gestion "**durable**" des **ressources naturelles** : sols, eaux, zones naturelles et zones côtières;
- D2 • lutte **intégrée** contre la **pollution** et action préventive concernant les **déchets**;
- D3 • réduction de la consommation de **l'énergie provenant de sources non renouvelables**;

D4 • gestion améliorée de la **mobilité**, notamment par un choix plus efficace et plus conforme à la logique environnementale des lieux d'établissement et des modes de transport;

D5 • élaboration d'un ensemble cohérent de mesures pour améliorer la qualité du **milieu urbain**;

D6 • amélioration de la **santé et de la sécurité**, surtout en ce qui concerne l'évaluation et la gestion des **risques industriels**, la sûreté nucléaire et la radioprotection".

CONCLUSION : 6 classes de problèmes environnementaux sont définis.

1) Pertinence - exhaustivité de la classification retenue

Les 6 domaines couvrent tous les problèmes environnementaux pertinents du point de vue des acteurs socio-économiques : les problèmes pris en considération sont précisément les priorités définies dans le cadre de la politique environnementale publique au niveau communautaire.

Les avantages d'une telle classification :

- adéquation avec les préférences sociales et politiques,
- permanence à moyen terme,
- ne dépend pas de l'évolution des connaissances scientifiques pour la définition des indicateurs,
- s'affranchit des polémiques scientifiques sur la validité de tel ou tel indicateur d'impact (ne s'appuie sur aucun modèle d'évaluation des dommages physiques car ces modèles sont aujourd'hui incomplets - incertitude sur les relations dose-effet- et surtout non comparables entre eux : aucun critère ne permet de garantir que les effets comparés sont évalués au même niveau de la chaîne cause-effet),
- segmentation compréhensible des enjeux (contrairement aux segmentations justifiées par des critères scientifiques, selon le type d'effet par exemple),
- les classes sont les critères de décision eux-mêmes : non nécessité d'agréger les classes entre elles (certaines d'entre elles sont interdépendantes) car leur signification est directement compréhensible par les décideurs non-experts;

Limites :

- non permanence à long terme : se base sur les problèmes déjà identifiés => ne permet pas d'identifier de nouveaux risques environnementaux;
- ne fournit que des ordres de grandeurs sur les variables causales, sans évaluation quantitative des effets; l'hypothèse princeps est celle de linéarité : plus l'intensité des causes est élevée plus l'intensité des effets le sera.

2) Niveau de la chaîne cause-effet pour lequel est définie la catégorie d'impact : les causes initiales.

Contrairement aux approches actuellement existantes d'ACV, la méthode proposée ne cherche pas à évaluer directement les effets sur l'environnement : elle cherche à identifier les variables anticipatrices clés de l'impact environnemental.

Plus précisément, la méthode propose de s'appuyer sur le nombre minimal d'indicateurs qui permette néanmoins de décrire dans son exhaustivité la problématique du développement durable. Ces indicateurs ne sont pas des descripteurs d'impact physique réel ou potentiel sur l'environnement. Les indicateurs choisis sont en réalité les "causes" initiales des impacts environnementaux.

L'idée est de disposer de toute l'information utile permettant d'anticiper l'impact environnemental dans son ensemble. Il ne s'agit pas de prédire la "gravité des effets", mais de garantir la meilleure visibilité sur "l'intensité des causes".

Les avantages :

Par rapport aux approches existantes, cette méthode :

- a un meilleur bilan coût de l'information / bénéfice de l'information procurée car :
 - l'information utile est facilement disponible et accessible à un coût faible et dans un délai très rapide;
 - l'information procurée est certaine (aucun biais n'est introduit au stade de l'évaluation des impacts physiques puisqu'aucune évaluation des impacts physiques n'est recherchée) et complète (toute l'information permettant d'expliquer les dommages environnementaux induits est transmise au destinataire de l'ACV);
- conserve toute l'information utile,
- n'introduit aucun biais dans l'information transmise,
- fournit des résultats certains, et dont la permanence à long terme est assurée,
- permet d'identifier immédiatement les leviers d'action.

Limites :

- aucune évaluation quantitative des impacts physiques réels.

3) Précision et confiance des données de l'inventaire

Contrairement aux approches existantes, l'inventaire est très simplifié. Seules les grandeurs les plus synthétiques du bilan matières-énergies sont recherchées. Autrement dit l'inventaire détaillé et complet des flux de matières et d'énergies n'est pas réalisé. C'est l'inventaire complet des facteurs explicatifs de ces flux qui est réalisé.

Ces grandeurs sont factuelles, observables et permanentes (elles ne dépendent pas de la validité de tel ou tel modèle énergétique ou transport, ni de conditions spatio-temporelles spécifiques).

IV - EVALUATION DES IMPACTS

LES ELEMENTS DE L'INVENTAIRE (VERSION 1.0)

Comme l'illustre le schéma 1 appliqué à un système (S) , les facteurs explicatifs de l'impact environnement du process sont contenus dans l'ensemble des grandeurs suivantes (ramenées à une unité fonctionnelle) :

- 1) - M_i : masse totale de matière consommée;
- 2) - N_i : nombre de matières premières différentes (i.e. nbre de flux de matière entrante);
- 3) - M_o : masse totale d'une unité fonctionnelle;
- 4) - E_i : énergie primaire totale consommée;
- 5) - E_o : énergie contenue dans une unité fonctionnelle (et récupérable i.e. "feedstock");
- 6) - T-KM : nombre de total de tonnes-km parcourus par les marchandises et services entre les différentes opérations technico-économiques de la filière.

NOTE : une version plus complète de la méthode prend en considération le type de substance entrante et le nombre de process élémentaires différents, ainsi que le nombre de sites industriels siège des différentes opérations de transformation.

LES INDICATEURS DE PERFORMANCE ACV

Contrairement aux méthodes ACV existantes, les indicateurs produits ici doivent être compris comme des indicateurs de performance environnementale et non comme des indicateurs d'impact. Aucune relation de cause à effet n'est évaluée ici. Six indicateurs complémentaires (i.e. interdépendants mais non redondants) représentant l'intensité de la cause sont proposés.

A - GESTION DES RESSOURCES :

Indicateurs d'EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE (objectif dev. dur. / résultats)

1°) Efficacité d'usage des ressources non énergétiques

$$\text{IND 1} = 1 - [(M_i - M_o) / M_i]$$

2°) Efficacité d'usage des ressources énergétiques

$$\text{IND 2} = 1 - [(E_i - E_o) / E_i]$$

B - LUTTE INTEGREE CONTRE LES POLLUTIONS

Indicateurs d'EFFICIENCE ENVIRONNEMENTALE (moyens / résultats)

3°) Intensité des déplacements de pollution (IDP)

$$\text{IND 3} = - \text{IDP}, \quad \text{avec IDP} = -[1 + 0,5 \times \text{Log}_2 (\text{EFF M} \times \text{EFF E})]$$

$$\text{EFF M} = [(M_i - M_o) / (M_i + M_o)] / 2$$

$$\text{EFF E} = [(E_i - E_o) / (E_i + E_o)] / 2$$

4°) Potentiel de Charge Environnementale Globale (PCEG)

$$\text{IND 4} = 1 / \text{PCEG}, \quad \text{avec PCEG} = M_i \times E_i \times \text{Log}_2 (2.N_i) \quad (\text{en kg} \cdot \text{MJ})$$

5°) Potentiel de Charge Environnementale Induite par les déplacements de pollution (PCEI)

$$\text{IND 5} = 1 / \text{PCEI},$$
$$\text{PCEI} = \text{Log}_2 (2.N_i) \times [(M_i \times E_i) - (M_o \times E_o)] / [(M_i \times E_i) + (M_o \times E_o)]$$

6°) Intensité de la charge environnementale indirecte (ICEI)

$$\text{IND 6} = 1 / \text{ICEI}, \quad \text{avec ICEI} = (E_i - E_o) + \sum (T - K_m)$$

E_i, E_o et T-km exprimés en MJ d'énergie primaire

V - ANALYSE MULTI-CRITERE DES RESULTATS

La procédure mise en oeuvre se caractérise par les points suivants :

1 - chaque indicateur est normalisé sur une échelle sans dimension comprise entre 0 et 1 : pour cela une distance mathématique est créée lors de la comparaison d'un scénario avec un scénario de référence. Cette distance permet en effet de mesurer sur une échelle comprise entre 0 et 1 l'écart absolu entre le scénario étudié et un scénario de référence.

Pour tout indicateur "IND", l'écart entre le scénario X et le scénario de référence R est mesuré par la fonction $d(X,R)$ définie comme suit :

$$d(X,R) = 1/2 \{ (IND_X - IND_R) / [(IND_X + IND_R)/2] \}$$

IND_X : valeur de IND pour le scénario X et IND_R : valeur de IND pour le scénario R

soit : $d(X,R) = (IND_X - IND_R) / (IND_X + IND_R)$

$\forall IND, \forall X, \forall R, 0 \leq d(X,R) \leq 1$

Quelque soit l'unité physique dans laquelle est exprimée IND, $d(X,R)$ est une grandeur numérique absolue exprimant une distance mathématique toujours comprise entre 0 et 1 ($d=0$ pour $X=R$ et $d=1$ pour X ou $R =0$).

2 - pondération entre indicateurs : en l'absence de spécification a priori d'un problème environnemental prioritaire, il n'y a aucune raison objective pour attribuer des poids différents aux indicateurs retenus puisque chacun d'eux correspond à une priorité du programme communautaire pour le développement durable, sans qu'il y ait redondance => pondération implicite : chaque indicateur est affecté d'un coefficient 1.

3 - agrégation sans compensation :

lors de la comparaison entre un scénario X et un scénario R, deux indices synthétiques peuvent être finalement produits :

$INDICE (X \geq R) = \sum d(X,R) > 0$

$INDICE (R \geq X) = \sum d(X,R) < 0$

Le premier indice agrège tous les écarts en faveur de X (sans prendre en compte les indicateurs pour lesquels $R > X$) tandis que le second agrège tous les écarts en faveur de R (sans prendre en compte les indicateurs pour lesquels $R < X$).

4 - Format de présentation des résultats : cf schéma suivant.

Signification des indices synthétiques :

$INDICE (X > R) = \text{les points forts de X (par rapport à R)}$

$INDICE (X < R) = \text{les points faibles de X (par rapport à R)}$

Il est alors possible de positionner le résultat de toute comparaison entre deux scénarios quelconques (X, R) sur une même "carte des positions ACV" définie à l'aide des deux axes suivants :

- coordonnées = l'axe des points forts (QUALITES)
- abscisses = l'axe des points faibles (DEFAUTS)

Normalisation des échelles :

$QUALITES MAX = \sum d(0,R)$

$DEFAUTS MAX = \sum d(X,0)$

soit dans le cas présenté ci-dessus comprenant 5 indicateurs :

$QUALITES MAX = 5$

$DEFAUTS MAX = 5$

$\forall X, \forall R,$

$QUALITES (X / R) = INDICE (X < R) / QUALITES MAX$
--

$DEFAUTS (X / R) = INDICE (R > X) / DEFAUTS MAX$
--

	SCENARIO X	SCENARIO R	unité
	1 UF	1 UF	
Mi	20	10	kg
Ni	1	1	sans dimension
Mo	2	1	kg
Ei	200	200	MJ
Eo	100	1	MJ
T-km	2000	2000	MJ

IND1	10,0%	10,0%	sans dimension
IND2	50,0%	0,5%	sans dimension
IND3	0,94	0,15	sans dimension
IND4	0,00025	0,0005	1/MJ.kg
IND5	0,05	0,0005	sans dimension
IND6	0,00047619	0,000454752	1/MJ

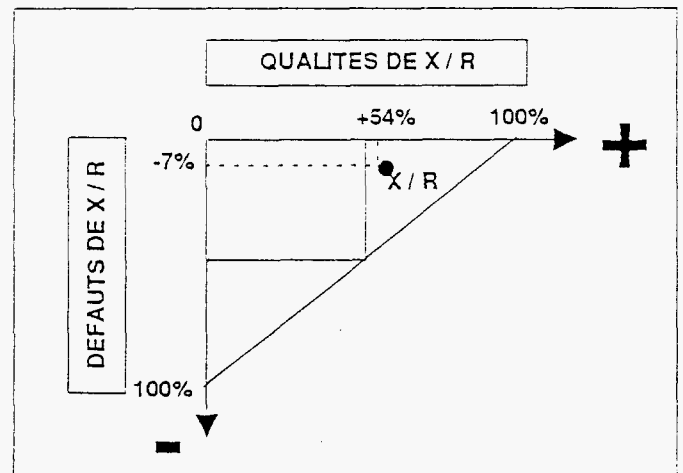
d (X, R)		
X>R	R>X	R=X
		0
0,98		
0,72		
	0,33	
0,98		
0,02		

TOTAL | 2,70 | -0,33

MAX | 5 | -5

%MAX | 54% | -7%

CARTE DES POSITIONS



$$\begin{aligned}
 \text{IND1} &= 1 - ((M_i - M_o) / M_i) \\
 \text{IND2} &= 1 - ((E_i - E_o) / E_i) \\
 \text{IND3} &= (1 + ((1/2) * \text{LOG}(((M_i - M_o) / (M_i + M_o) / 2) * ((E_i - E_o) / (E_i + E_o) / 2); 2))) \\
 \text{IND4} &= 1 / (M_i * E_i * \text{LOG}(2 * N_i; 2)) \\
 \text{IND5} &= 1 / ((M_i * E_i * N_i) / (M_o * E_o)) \\
 \text{IND6} &= 1 / (E_i - E_o + T_km)
 \end{aligned}$$

V.15 - METHODE BIO 2 : ACV "PRESSION"

LA GRANDEUR PHYSIQUE MESUREE : UN CHANGEMENT D'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT

PRESENTATION GENERALE

1) CADRE D'UTILISATION DE LA METHODE (= l'objectif utilisateur) :

Du point de vue de l'utilisateur ACV, cette approche fournit une information précise et limitée sur l'impact environnemental d'une unité fonctionnelle : **L'INTENSITE DE LA MODIFICATION DE LA COMPOSITION PHYSICO-CHEMIQUE DE L'ENVIRONNEMENT**. Il s'agit d'une fonction d'état et non d'un état.

Définition de la fonction d'état sous-jacente : il est fait référence à l'état dynamique de l'environnement (mesuré par des variations de flux), non à l'état statique de l'environnement (mesuré par des concentrations et des stocks).

Le contenu objectif de l'information est apportée par des indicateurs d'état reflétant la pression globale exercée pour modifier la composition physico-chimique de l'environnement. Ces indicateurs reflètent en réalité **une distance entre deux états de l'environnement** :

- un état de référence.
- l'état de référence après le cycle de vie d'une unité fonctionnelle.

2) CLARTE DE LA VALEUR EXPLICATIVE DE L'ACV

La méthode proposée ne cherche pas à réaliser l'évaluation de quelques effets particuliers sur l'environnement : elle cherche à évaluer la discernabilité entre deux états de l'environnement caractérisés par leurs seuls agents physico-chimiques.

a) Les 3 états de référence de la méthode

- l'état original de l'environnement sans aucun flux d'origine anthropogène (état 1 = "SANS");
- la projection dans le futur de l'état actuel, tel qu'il aurait évolué en l'absence d'action (état 2 = "ACTU");
- l'état défini par un but, des objectifs ou une cible à atteindre (état 3 = "VISE")

A la notion d'état de référence est reliée la notion d'horizon de référence:

- horizon temporel : à court, moyen ou long terme,
- horizon spatial : local, régional/continental ou global/planétaire

b) La mesure de la variation d'état (de l'état de référence)

Cf logique Ecopoints

Chaque flux de l'inventaire ACV est évalué au moyen d'un "indicateur de pression", appelé "Facteur de Pression". Ce facteur de pression, qui exprime la pression exercée sur l'état dynamique des flux de l'environnement dans une région spécifique et pendant un laps de temps défini, se calcule à partir de la relation entre flux total et flux maximal admissible (ou flux critique) dans cette région.

Les facteurs de pression sont calculés pour chaque flux spécifique selon la formule suivante :

$$f_i(R, T) = (1 / F_{ki})(R, T) \times (F_i / F_{ki})(R, T) = F_i(R, T) / (F_{ki})^2(R, T)$$

- f_i : facteur de pression pour le flux associé à la substance i
 F_{ki} : flux critique de i dans l'état de référence (en u. physique m³/an...)
 F_i : flux actuel de i
 R : délimitation de l'espace de référence (par ex. France ou Europe,...)
 T : délimitation du périmètre temporel de référence (par ex. : 1 an ...)

Le terme (F/F_k) est un facteur de pondération qui traduit le niveau de dépassement actuel par rapport au flux dans l'état de référence; il exprime le fait que l'on pondère une quantité de matière consommée en fonction du rapport entre la contrainte réelle effectivement exercée sur le secteur écologique considéré et la charge critique pour ce même secteur. (il a été choisi une pondération linéaire parce que l'on admet que si F est égal à la moitié de F_k , la consommation d'une certaine quantité de matière sera "moitié moins grave" que si F était déjà égale à F_k).

Le premier terme $(1/F_k)$ est un facteur de normalisation qui exprime la contribution relative par rapport au flux critique de référence. Il exprime le fait que les quantités consommées doivent toujours être normées en fonction du flux total critique pour la zone considérée.

La multiplication de la charge écologique (quantité d'émission ou de consommation pour un facteur d'impact donné) par le facteur de pression spécifique du flux considéré, est exprimée en poids de pression écologique, en abrégé *écopression*:

$$P_i = f_i \times \text{Qté émise ou consommée de } i \text{ (sans dimension) et } P = \sum_i P_i \quad \text{où,}$$

P_i = l'écopression de la substance i , P = l'écopression de l'UF étudiée.

3) VALEUR PREDICTIVE DE LA METHODE

Cette méthode a été développée dans l'optique d'exploiter au mieux les données d'un inventaire ACV aussi complet et fidèle que possible.

Pour avoir le plus de permanence possible, la méthode ne s'appuie pas sur une évaluation des impacts tout au long des chaînes cause - effets. La méthode cherche à évaluer une fonction de dommage bien délimitée : **la modification quantitative de la distribution des agents physico-chimiques de l'environnement, par rapport à un état de référence**

Il ne s'agit pas de prédire la "gravité des effets", mais de prédire la "gravité de la pression exercée sur l'état physico-chimique de l'environnement". L'hypothèse princeps est que plus la pression exercée est grande (i.e. plus la composition de l'environnement est altérée), plus grands sont les risques d'impacts environnementaux. Cette pression est mesurée par une variation d'état dynamique de l'environnement.

II - L'INVENTAIRE

RAS

III - CLASSIFICATION

VERSION 1.0 (approche orientée- milieux récepteurs)

Une problématique environnementale bien délimitée est évaluée à l'aide de cette méthode : c'est la perturbation exercée sur la composition physico-chimique de l'environnement.

Avantages :

- tous les flux sont évalués au même niveau de la chaîne cause-effet;
- tous les flux de l'inventaire ACV sont pris en compte;
- cette pression est évaluée par une grandeur absolue à l'aide d'une fonction mathématique objective et permanente;
- cette pression est un facteur causal de l'impact environnemental ultime (mais l'impact lui-même n'est pas évalué).
- il est proposé de choisir 3 états de référence distincts pour améliorer la signification écologique de l'indicateur.

Dans le cadre de la problématique définie ci-dessus, trois types de fonctions de dommage sur l'environnement sont évaluées, selon l'état de référence choisi :

- CLASSE 1 = état "SANS" :

La fonction évaluée est la pression exercée par l'UF sur les processus régulatoires naturels de l'écosphère. C'est une distance par rapport à l'état "naturel" de l'environnement.

$$\forall i, F_i = FN_i \text{ et } Fk_i = FN_i$$

avec FN_i = flux naturels de la substance i dans l'écosphère (durant la période T de référence).

- CLASSE 2 = état "ACTU" :

La fonction évaluée est la contribution relative de l'UF à la pression actuelle exercée par les activités économiques sur les critères de répartition des flux de matières et d'énergies. C'est une distance par rapport à l'état actuel de l'environnement.

$$\forall i, F_i = F_i \text{ et } Fk_i = F_i$$

avec F_i = flux actuels de la substance i dans la région R de référence (et durant la période T de référence).

- CLASSE 3 = état "VISE" :

La fonction évaluée est la contribution relative de l'UF au dépassement actuel de la pression exercée par les activités économiques par rapport aux objectifs visés. C'est une distance par rapport à l'état souhaité de l'environnement.

$$\forall i, F_i = F_i \text{ et } Fk_i = \text{Valeur cible pour le flux } i$$

avec F_i = flux actuels de la substance i dans la région R de référence et durant la période T de référence.

Fk_i = Valeur cible pour le flux i , cette valeur étant définie dans le cadre des politiques publiques de l'environnement aux niveaux national et international (N.B. : il ne s'agit pas des valeurs réglementaires mais des objectifs visés - Exemple : pour le CO2 aucun texte réglementaire mais objectif international de réduction de 20% des émissions,...).

Note importante : dans la version 1.0, R = France et T = 1 an.

Une version améliorée de la méthode cherche à prendre : R = Europe et T = durée de vie de l'UF.

VERSION 2.0 (orientée effets + milieux)

- Version 1.0 + idem après traduction des impacts potentiels associés aux flux.

IV - EVALUATION DES IMPACTS

(CF tableau suivant)

V - ANALYSE MULTI-CRITERE DES RESULTATS

Principales spécificités par rapport à la méthode initiale des Ecopoints :

1 - Signification environnementale des résultats produits (cf explications ci-dessus).

2 - 3 familles d'indicateurs sont produits, chaque famille correspondant au choix d'un état de référence donné, c'est à dire in fine au choix d'une logique d'acteur :

- logique d'acteur : "l'écologiste" : Classe 1 "NATUREL"
- logique d'acteur : "le minimaliste" : Classe 2 "ACTUEL"
- logique d'acteur : "le politique" : Classe 3 "VISE"

3 - pondération entre les 3 familles : en l'absence de spécification a priori d'une logique d'acteur prioritaire, il n'y a aucune raison objective pour attribuer des poids différents aux trois types de référentiel retenus puisque chacun d'eux correspond à une logique environnementale légitime => pondération implicite : chaque famille est affectée d'un coefficient 1.

4 - agrégation sans compensation :

lors de la comparaison entre un scénario X et un scénario R, trois indices synthétiques peuvent être finalement produits :

INDICE ($R > X$) : agrège tous les écarts en faveur de X (sans prendre en compte les flux pour lesquels $X \geq R$);

INDICE ($X > R$) agrège tous les écarts en faveur de R (sans prendre en compte les flux pour lesquels $R \geq X$);

INDICE ($X = R$) agrège tous les écarts non significatifs entre X et R .

5 - Format de présentation des résultats : cf tableau suivant.

CLASSE	ETAT REFERENCE	F	Fk	Facteur de Pression Flux i	Pression Flux i	Pression ACV
1	"NATUREL"	F = FN	Fk = FN	$f_i = 1 / FN$	$f_i \times m_i$	$\sum f_i$
2	"ACTUEL"	F	Fk = F	$f_i = 1 / F$	$f_i \times m_i$	$\sum f_i$
3	"VISE"	F	Fk	$f_i = F / (Fk \times Fk)$	$f_i \times m_i$	$\sum f_i$

EXEMPLE DE CALCUL DU FACTEUR DE PRESSION POUR QUELQUES FLUX DE L'INVENTAIRE ACV

CLASSE 1 : ETAT "NATUREL"
R = ECOSPHERE
T = 1 AN

Flux	Flux naturel FN (t/an)	Facteur de Pression (t -1) (base CO2 = 1)	Facteur (base CO2 = 1)
CO2 (air)	7,20E+10	$1,39E-11$	1
SOx (air)	1,30E+08	7,69E-09	554

CLASSE 2 : ETAT "ACTUEL"
R = SUEDE
T = 1 AN

Flux	Flux actuel F (t/an)	Facteur de Pression (t -1) (base CO2 = 1)	Facteur (base CO2 = 1)
CO2 (air)	63 000	1,59E-05	1
SOx (air)	606	1,65E-03	104

CLASSE 3 : ETAT "VISE"
R = SUEDE
T = 1 AN

Flux	Flux actuel (t/an)	Objectif politique	Flux critique (t/an)	Facteur de Pression (kg -1) (base CO2 = 1)	Facteur (base CO2 = 1)
CO2	63 000	-20%	50 400	0,0000248	1
SOx	606	-30%	424	0,00337	136
Pb	0,74	-70%	0,222	15,02	605,645
Déch.Tox	6 000		6 000	0,00017	6,9

DEROULEMENT DE LA METHODE ACV - BIO IS 2

RESULTATS DE L'INVENTAIRE ACV

	SCENARIO X	SCENARIO R		unité
	1 UF	1 UF		
Flux 1	20	10	kg	1
Flux 2	0,1	0,23	kg	110
Flux 3	2	1	kg	30
Flux 4	2	2	MJ	5
Flux 5	0,0015	0,00024	MJ	120
Flux 6	100	1	kg	5

BDD FACTEURS DE PRESSION / FLUX

	FACTEUR DE PRESSION II		
	"naturel"	"actuel"	"vise"
Flux 1	1	1	1
Flux 2	110	130	500
Flux 3	30	5	120
Flux 4	20	50	10
Flux 5	10200	120	1200
Flux 6	12	8	5
	classe 1	classe 2	classe 3

EVALUATION DE LA PRESSION EXERCEE

CLASSE 1 "NATUREL"

	SCENARIO X	SCENARIO R		f
	Pression par UF (sans dim.)			
Flux 1	20	10	1	1
Flux 2	11	25,3	110	110
Flux 3	60	30	30	30
Flux 4	40	40	20	20
Flux 5	15,3	2,448	10200	10200
Flux 6	1200	12	12	12

CLASSE 2 "ACTUEL"

	SCENARIO X	SCENARIO R		f
	Pression par UF (sans dim.)			
Flux 1	20	10	1	1
Flux 2	13	29,9	130	130
Flux 3	10	5	5	5
Flux 4	100	100	50	50
Flux 5	0,18	0,0288	120	120
Flux 6	300	8	8	8

CLASSE 3 "VISE"

	SCENARIO X	SCENARIO R		f
	Pression par UF (sans dim.)			
Flux 1	20	10	1	1
Flux 2	50	115	500	500
Flux 3	240	120	120	120
Flux 4	20	20	10	10
Flux 5	1,8	0,288	1200	1200
Flux 6	500	5	5	5

AIDE A LA DECISION

X - R	R > X	X > R	X = R
10		10	
-14	14		
30		30	
0			40
13		13	
1188		1188	
TOTAL	14	1241	40
	1%	96%	3%

X - R	R > X	X > R	X = R
10		10	
-17	17		
5		5	
0			100
0			
792		792	
TOTAL	17	807	100
	2%	87%	11%

X - R	R > X	X > R	X = R
10		10	
-65	65		
120		120	
0			20
2		2	
495		495	
TOTAL	65	627	20
	9%	88%	3%

CONCLUSION :

Quel que soit l'état de l'environnement pris comme état de référence, l'UF dans le scénario X modifie la composition physico-chimique globale de l'environnement entre 10 et 100 fois plus que dans le scénario de référence.

Dans tous les cas, le scénario R est préféré au scénario X.

V.16 - METHODE BIO 3 :

LA METHODE ACV - BIO IS 3

APPLICATION DE LA THEORIE DE LA MESURE DE L'INFORMATION AUX ACV

MESURE DE L'INCERTITUDE ABSOLUE TRANSMISE PAR L'ACV
ET MESURE DU RISQUE LIE A LA PRISE DE DECISION

Subjectivité exprimée = AUCUNE

Stabilité / Perennité = Long Terme (méthode et indicateurs permanents)

ELEMENTS DE LA THEORIE MATHEMATIQUE DE LA MESURE DE L'INFORMATION

Fonction H de E. Shannon (1939) :

Soit un message M composé de N symboles X_1, X_2, \dots, X_n , et $p(i)$ la probabilité d'apparition du symbole X_i , la quantité d'information contenue dans un message M est définie par la formule :

$$H = - \sum_i p(i) \cdot \log_2 p(i) \quad \text{avec : } p(i) \neq 0 \text{ et } \sum p(i) = 1$$

La fonction H représente en fait la quantité d'information moyenne par symbole.

SIGNIFICATION DE LA QUANTITE D'INFORMATION H

$$H = - \sum_i p(i) \cdot \log_2 p(i) \quad \text{avec : } p(i) \neq 0 \text{ et } \sum p(i) = 1$$

La fonction H définit la mesure de l'information. Cette fonction traduit l'incertitude qu'a un observateur sur la connaissance d'un message (ou de l'état d'un système) car :

- H est nul si le message est connu parfaitement
- H est une fonction continue et symétrique des p(i)
- H est maximal lorsque la répartition des p(i) est uniforme (équiprobabilité des états)
- Hmax augmente avec le nombre n (Hmax = Log n)

IL S'AGIT D'UNE DEFINITION MATHEMATIQUE INDEPENDANTE DU SUBSTRAT PHYSIQUE VEHICULE DE L'INFORMATION

l'information est une quantité abstraite mesurable dont la valeur ne dépend pas de ce sur quoi porte l'information, de la même façon que la longueur, ou le poids, ou la température ont des valeurs indépendantes de la nature de la chose qui est longue, lourde ou chaude.

Exemple : l'information obtenue en choisissant une carte dans un paquet de 32 cartes = 5 bits. Elle a toujours cette valeur, que la carte soit un as, un sept ou un roi. Les valeurs de ces cartes dépendent cependant des règles du jeu que l'on pratique.

PROPRIETES MATHÉMATIQUES DE LA FONCTION H DE SHANNON

• INDEPENDANCE :

H ne dépend que de $p(i)$ [et une seule contrainte sur $p(i) : \sum p(i) = 1$]

• CONTINUE :

la fonction $h(i) = -P(i)\log P(i)$ est continue c'est à dire qu'une petite variation de $p(i)$ entraîne une petite variation de $h(i)$

• ADDITIVE :

la quantité d'information, ou d'incertitude, de deux messages X et Y, indépendants, est la somme des quantités d'information ou d'incertitudes, de chacun d'eux : $H(X, Y) = H(X) + H(Y)$

• ECHELLE NATURELLE :

le prototype de l'incertitude est l'incertitude associée à un choix entre deux éventualités équiprobables (pile ou face). H est choisie de façon à avoir une valeur 1 dans ce cas, dont l'incertitude sert ainsi à définir l'unité BIT de quantité d'information

DEFINITION DE L'UNITE D'INFORMATION : LE BIT

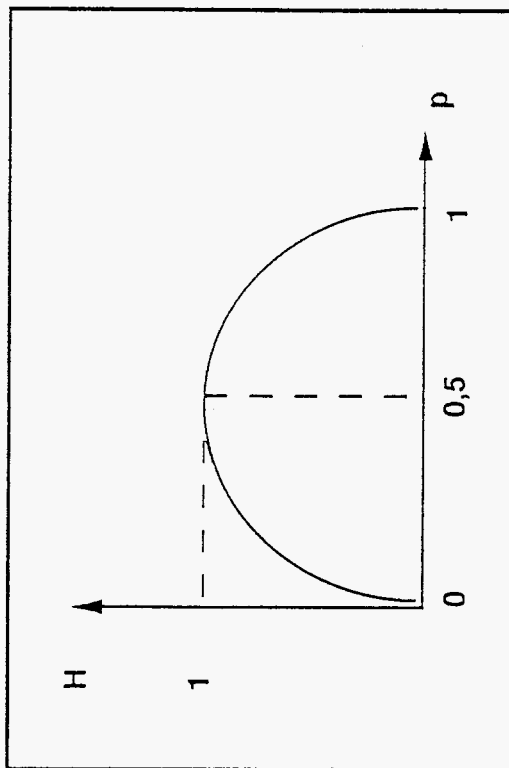
Cas de l'alphabet à 2 symboles X1 et X2 (pile ou face).

Soient $p(X1)$ et $p(X2)$ les probabilités respectives d'utilisation de X1 et X2 dans le message à transmettre.

La quantité d'information moyenne par symbole de ces messages est :

$$H(X) = - p(X1) \cdot \log_2 p(X1) - p(X2) \cdot \log_2 p(X2) \quad \text{Si } p(X1) = p(X2) = 1/2, \text{ alors } H = -2 \cdot 1/2 \log_2 (1/2) = 1$$

Alphabet à 2 symboles $\Rightarrow H_{\max} = 1$: le bit



APPLICATION DE LA THEORIE MATHEMATIQUE DE L'INFORMATION AUX ACV

$$H = - \sum_i p(i) \cdot \log_2 p(i) \quad \text{avec : } p(i) \neq 0 \text{ et } \sum p(i) = 1$$

Comparaison Scénario X / Scénario R

- Message à transmettre = information associée au flux "F" de l'inventaire
- Message composé de 2 symboles : F(X) et F(R), les valeurs du flux F dans le scénario X et dans le scénario R (en g, mg, kg ou MJ / UF)
- Pour construire une fonction H(F) associée à F, il faut créer une fonction P telle que $P(X) + P(R) = 1$

$$\text{Soit : } P(X) = \frac{F(X)}{F(X) + F(R)} \quad \text{et } P(R) = \frac{F(R)}{F(X) + F(R)} \quad \Rightarrow H(F) \text{ est définie}$$

Quelle est la Signification de la fonction H(Fi)
définie pour chaque flux élémentaire Fi de l'ACV ?

SIGNIFICATION DE LA FONCTION H DANS LE CONTEXTE DES ACV

Position du problème

Connaissant les valeurs physiques du flux F_i dans les scénarios X et R, respectivement $F_i(X)$ et $F_i(R)$, manque-t-on d'information pour préférer X à R (ou inversement) ?

H(F) MESURE L'INCERTITUDE LIEE AU CHOIX DE X OU DE R.

H(F) MESURE LE MANQUE D'INFORMATION CONTENU DANS LA DIFFERENCE [$F_i(X) - F_i(R)$], C'EST A DIRE LA QUANTITE D'INCERTITUDE LEVEE PAR L'EXPRESSION D'UNE PREFERENCE(X OU R).

**MESURE DE L'INCERTITUDE ABSOLUE LORS DE LA COMPARAISON DU FLUX "q"
dans deux scénarios X et R**

FLUX "CO2" (g/UF)		SCENARIO R		CO2(X)/CO2(R)	P[CO2(X)]	P[CO2(R)]	Σ	H (CO2)
SCENARIO X	CO2 (X)	CO2 (R)						
	30 000		0	∞	1	0	1	0*
	30 000		3	10 000	1,000	0,000	1	0,00
	30 000		30	1 000	0,999	0,001	1	0,01
	30 000		300	100	0,990	0,010	1	0,08
	30 000		3 000	10	0,909	0,091	1	0,44
	30 000		6 000	5	0,833	0,167	1	0,65
	30 000		7 500	4	0,800	0,200	1	0,72
	30 000		10 000	3	0,750	0,250	1	0,81
	30 000		15 000	2	0,667	0,333	1	0,92
	30 000		20 000	1,5	0,600	0,400	1	0,97
	30 000		30 000	1	0,5	0,5	1	1,00

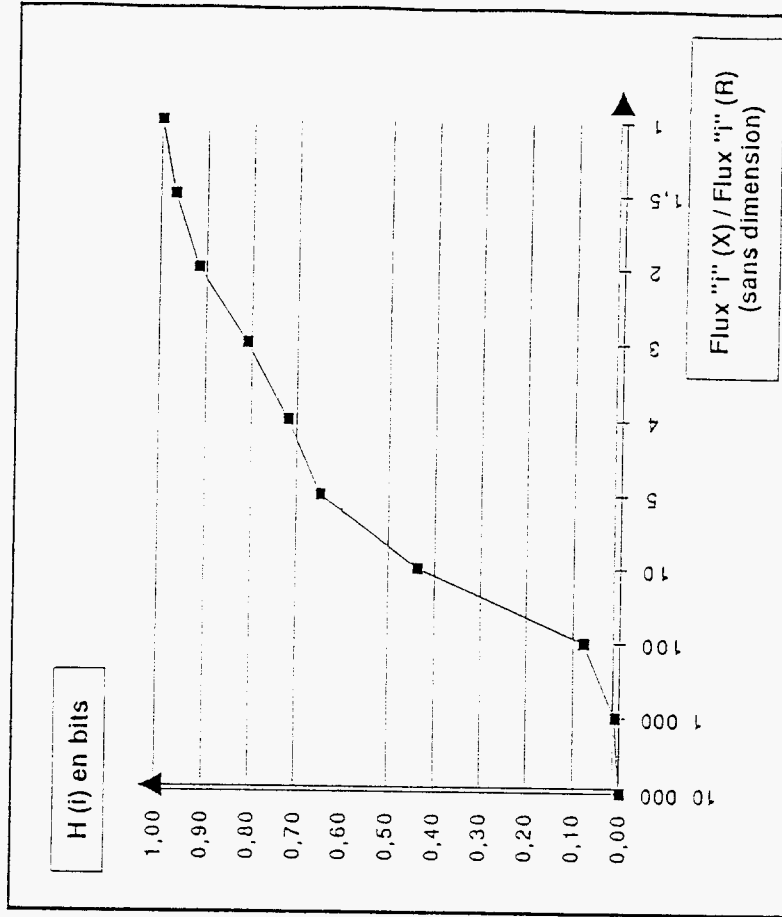
$$P[\text{CO}_2(\text{X})] = \frac{\text{CO}_2(\text{X})}{\text{CO}_2(\text{X}) + \text{CO}_2(\text{R})} \quad \text{et} \quad P[\text{CO}_2(\text{R})] = \frac{\text{CO}_2(\text{R})}{\text{CO}_2(\text{X}) + \text{CO}_2(\text{R})} = 1$$

$$H(\text{CO}_2)_{\text{X,R}} = -P[\text{CO}_2(\text{X})] \cdot \log_2 P[\text{CO}_2(\text{X})] - P[\text{CO}_2(\text{R})] \cdot \log_2 P[\text{CO}_2(\text{R})]$$

Fonction H de SHANNON (1939)

**MESURE DE L'INCERTITUDE H CONTENUE DANS LA CONNAISSANCE DU FLUX "i"
lors de la comparaison de deux scénarios X et R**

FLUX "CO2" (g/UF)		SCENARIO R		CO2(X)/CO2(R)	H (CO2)
SCENARIO X	CO2 (R)	CO2 (R)	CO2 (R)		
30 000	0	0	∞	0*	0,00
30 000	3	3	10 000	10 000	0,00
30 000	30	30	1 000	1 000	0,01
30 000	300	300	100	100	0,08
30 000	3 000	3 000	10	10	0,44
30 000	6 000	6 000	5	5	0,65
30 000	7 500	7 500	4	4	0,72
30 000	10 000	10 000	3	3	0,81
30 000	15 000	15 000	2	2	0,92
30 000	20 000	20 000	1,5	1,5	0,97
30 000	30 000	30 000	1	1	1,00



PORTEE DE LA FONCTION H DANS LE CONTEXTE DES ACV

L'INCERTITUDE "H" EST UNE GRANDEUR ABSOLUE QUI A LA MEME VALEUR NUMERIQUE POUR TOUT OBSERVATEUR

INTERET / ACV :
INTRODUIRE UNE METHODE OBJECTIVE ET PERMANENTE POUR MESURER L'INCERTITUDE LORS D'UNE COMPARAISON ENTRE RESULTATS.

Comment passer de la définition de H pour chaque flux à la définition de H pour l'ACV complet ?

MESURE DE L'INCERTITUDE CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV

lors de la comparaison de deux scénarios X et R

Propriété de la fonction H de Shannon : L'ADDITIVITE

La quantité d'information, ou incertitude, de deux messages X et Y, indépendants, est la somme des quantités d'information, ou incertitudes, de chacun d'eux
(car fonction logarithmique de H) :

$$H(x,y) = H(x) + H(y)$$

APPLICATION ACV :

$$H(\text{flux } 1, \text{ flux } 2, \dots, \text{flux } n) = \sum H(\text{flux } i)$$

MESURE DE L'INCERTITUDE CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV					
lors de la comparaison de deux scénarios X et R					
	SCENARIO X	SCENARIO R	Max (X/R; R/X)	H (Flux "i")	INCERTITUDE ABSOLUE % Hmax
CAS N°1					
Flux 1 (en unités 1 / UF)	0	0,3	∞	0	0%
Flux 2 (en unités 2 / UF)	0	2,3	∞	0	
Flux 3 (en unités 3 / UF)	1,23	0	∞	0	
Flux 4 (en unités 4 / UF)	0	150	∞	0	
Σ H (ACV "X" / ACV "R")					
H moy. par flux					0 bits
CAS N°2					
Flux 1	3	3	1	1	100%
Flux 2	23	23	1	1	
Flux 3	12,3	12,3	1	1	
Flux 4	1500	1500	1	1	
Σ H (X/R)					
H moy. par flux					1 bits
CAS N°3					
Flux 1	3000	3	1000	0,01	33%
Flux 2	230	23	100	0,44	
Flux 3	12,3	123	10	0,44	
Flux 4	150	1500	10	0,44	
Σ H (X/R)					
H moy. par flux					0,33 bits
CAS N°4					
Flux 1	3000	3	1000	0,01	5%
Flux 2	2300	23	100	0,08	
Flux 3	0,123	123	1000	0,01	
Flux 4	15	1500	100	0,08	
Σ H (X/R)					
H moy. par flux					0,05 bits

- La quantité d'information ou d'incertitude H de l'ACV est une **GRANDEUR ABSOLUE** qui a la même valeur pour tout observateur. C'est une mesure objective de l'incertitude contenue dans la comparaison X/R, indépendamment de sa signification.
- C'EST UNE GRANDEUR ABSOLUE ET PERMANENTE.
- H MESURE LE NIVEAU DE RESOLUTION DE L'INFORMATION VEHICULEE PAR L'ACV (la CAPACITE DECISIONNELLE de l'ACV).

H proche de 0 = résolution maximale
H proche de 1 = résolution minimale

MESURE DE L'INCERTITUDE "H" CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV

CONCLUSION

$$H(ACV) = \sum H(\text{Flux } i)$$

L'ACV est considéré comme une voie de communication entre des grandeurs observables (les flux de matières et d'énergies) et un décideur. C'est un langage composé d'un alphabet à n symboles, où n est égal au nombre de flux élémentaires de l'inventaire.

La quantité d'incertitude transmise par l'ACV est une **GRANDEUR ABSOLUE** qui a la même valeur pour tout observateur.

H(ACV) est une **MESURE OBJECTIVE** de l'incertitude absolue contenue dans la comparaison X/R, indépendamment de sa signification. Elle s'exprime toujours sur une même échelle, à l'aide d'une unité de mesure déjà existante et bien connue (le bit).

H(ACV) est une **GRANDEUR PERMANENTE** totalement **PREVISIBLE**, dont la valeur numérique ne dépend pas du système de valeur de quiconque, ni de l'état des préférences politiques ou sociales du moment, ni de l'imprévisibilité des connaissances scientifiques futures.

MESURE DE L'INCERTITUDE "H" CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV

CONCLUSION

$$H(ACV) = \sum H(\text{Flux } i)$$

H(ACV) mesure la CAPACITE DE RESOLUTION de l'information véhiculée par l'ACV (la capacité décisionnelle de l'ACV) :

H proche de 0 = RESOLUTION MAXIMALE (X très différent de R)

H proche de 1 = RESOLUTION MINIMALE (X peu différent de R)

Plus H est proche de 1, moins la différence entre les deux ACV a de signification objective; la décision de préférer X ou R est plus difficile à justifier objectivement et de façon permanente (sans risque dans un contexte de choix en avenir incertain).

Plus H est proche de 0, plus les deux ACV sont différenciés et plus la comparaison est pertinente.

LA THEORIE DE L'INFORMATION APPLIQUEE AUX ACV ET L'AIDE A LA DECISION

La fonction H(ACV) possède toutes les qualités pour devenir une fonction étalon de l'aide à la décision dans le domaine de l'information environnementale.

Portée : décisions stratégiques (choix d'investissement) car objectivité et permanence (choix en incertitude pure / avenir incertain).

Comment articuler la mesure de l'incertitude absolue de l'information contenue dans l'ACV et la mesure du risque lié à la prise de décision?

MESURE DE L'AMBIGUITE CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV lors de la comparaison de deux scénarios X et R

H est une grandeur absolue pour évaluer la RESOLUTION d'un ACV.
La mesure de H est cependant insuffisante pour l'aide à la décision.

- Question 1 : avec quelle incertitude compare-t-on X et R ? Réponse = grandeur H
Question 2 : avec quel risque préfère-t-on X ou R ? Réponse = grandeur A (l'ambiguïté)

• Rappel : H (cas 4) = 5% >> H (cas 3) = 33% : le scénario X est plus différencié que le scénario R dans le cas 4.

Le décideur préfère s'appuyer sur un ACV de type 4 (plus haute résolution) pour comparer X et R.

• Mais à niveau de résolution identique, l'information véhiculée peut être plus ou moins AMBIGUE:

- Cas 4.a : 2 flux en faveur de R et 2 flux en faveur de X => AMBIGUITE POUR LE DECIDEUR
Cas 4.b : les 4 flux sont en faveur de R => AMBIGUITE NULLE

**MESURE DE L'AMBIGUITE CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV
lors de la comparaison de deux scénarios X et R**

INCERTITUDE	AMBIGUITE
H	A
5%	100%

CAS N°4.a	X	R	Max (X/R; R/X)	H (Flux "i")	PREF (X)	PREF (R)
Flux 1 (en unités 1 / UF)	3000	3	1000	0,01		0,01
Flux 2 (en unités 2 / UF)	2300	23	100	0,08		0,08
Flux 3 (en unités 3 / UF)	0,123	123	1000	0,01	0,01	
Flux 4 (en unités 4 / UF)	15	1500	100	0,08	0,08	
ΣH (ACV * X* / ACV * R*)				0,18 bits	0,09	0,09
H moy. par flux				0,05 bits		

INCERTITUDE	AMBIGUITE
H	A
5%	0%

CAS N°4.b	X	R	Max (X/R; R/X)	H (Flux "i")	PREF (X)	PREF (R)
Flux 1	3000	3	1000	0,01		0,01
Flux 2	2300	23	100	0,08		0,08
Flux 3	123	0,123	1000	0,01	0,01	
Flux 4	1500	15	100	0,08	0,08	
ΣH (X/R)				0,18 bits	0,00	0,18
H moy. par flux				0,05 bits		

INCERTITUDE	AMBIGUITE
H	A
5%	89%

CAS N°4.c	X	R	Max (X/R; R/X)	H (Flux "i")	PREF (X)	PREF (R)
Flux 1	3000	3	1000	0,01		0,01
Flux 2	2300	23	100	0,08		0,08
Flux 3	123	0,123	1000	0,01	0,01	
Flux 4	15	1500	100	0,08	0,08	
ΣH (X/R)				0,18 bits	0,08	0,10
H moy. par flux				0,05 bits		

Fonction A (proposée par BIO I.S.) :

A EST UNE GRANDEUR ABSOLUE. A MESURE LE RISQUE ASSOCIE AU CHOIX (X, R)

(en ne tenant compte que de la valeur objective de l'information véhiculée)

$$A(X, R) = 1 - \frac{I \text{ PREF}(X) - \text{PREF}(R)}{H(X/R)}$$

MESURE DE L'AMBIGUITE "A" CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV

CONCLUSION

$$A(ACV) = 1 - \frac{|\sum H.PREF(X) - \sum H.PREF(R)|}{H(ACV)}$$

avec, $\sum H.PREF(X) + \sum H.PREF(R) = H(ACV)$

La quantité d'ambiguïté contenue dans la comparaison entre deux ACV est une **GRANDEUR ABSOLUE** qui a la même valeur pour tout observateur.

A(ACV) est une **MESURE OBJECTIVE** de l'ambiguïté absolue contenue dans la comparaison X/R, indépendamment de la signification de l'information véhiculée. Elle s'exprime toujours sur une même échelle, en pourcentage de l'information totale disponible (mesurée par H(ACV)).

A(ACV) est une **GRANDEUR PERMANENTE** totalement **PREVISIBLE**, dont la valeur numérique ne dépend pas du système de valeur de quiconque, ni de l'état des préférences politiques ou sociales du moment, ni de l'imprévisibilité des connaissances scientifiques futures.

MESURE DE L'AMBIGUITE "A" CONTENUE DANS L'INVENTAIRE ACV COMPARE

CONCLUSION

**A(ACV) mesure la COMPARABILITE de l'information véhiculée par l'ACV
(la qualité décisionnelle de l'ACV) :**

A proche de 1 = EQUIVOQUE MAXIMALE

(autant de risque et/ou d'avantage objectifs à choisir X ou bien R)

A proche de 0 = EQUIVOQUE MINIMALE

(aucun risque et/ou avantage objectifs à choisir X ou bien R)

METHODE BIO I.S. : LA THEORIE DE L'INFORMATION APPLIQUEE AUX ACV POUR L'AIDE A LA DECISION

L'OUTIL D'AIDE A LA DECISION PROPOSE = UN TABLEAU DE BORD COMPOSE DE TROIS INDICATEURS OBJECTIFS ET PERMANENTS

H(ACV) : MESURE DE L'INCERTITUDE ABSOLUE CONTENUE DANS L'INFORMATION ACV

Qualité sous-jacente : PERTINENCE DE LA DECISION

A(ACV) : MESURE DU RISQUE LIE A LA PRISE DE DECISION

Qualité sous-jacente : FIABILITE DE LA DECISION

N (ACV) : MESURE DU NOMBRE DE FLUX ELEMENTAIRES DE L'ACV [H=f(n) et A= g(n)]

Qualité sous-jacente : REPRESENTATIVITE DE LA DECISION

CRITERES DE DECISION LORS DE LA COMPARAISON ENTRE ACV :

- MAXIMISER "N"
- MINIMISER "H"
- MINIMISER "A"

CHAPITRE VI : ANALYSE CRITIQUE DE L'ACV :

L'objectif de ce chapitre est de mettre en évidence les points faibles méthodologiques pour chaque étape de l'ACV.

Pour l'étape de l'inventaire, l'analyse critique est très succincte alors que pour la phase d'analyse des impacts (classification, caractérisation, évaluation) elle est beaucoup plus approfondie et a consisté en une analyse multicritère.

VI.1 PROBLEMES METHODOLOGIQUES RELATIFS A L'INVENTAIRE

Huit points de la méthodologie peuvent être critiqués:

- 1- l'unité fonctionnelle
- 2- les frontières géographiques du système
- 3- les frontières du cycle de vie du systèmes
- 4- les frontières entre les systèmes technosphère et nature
- 5- la qualité des données
- 6- les problèmes d'allocation et de la prise en compte du recyclage
- 7- les manques de données
- 8- les bases de données et aspect qualité des données

Les questions soulevées sont les suivantes :

Comment varie l'ACV, et quelles décisions méthodologiques prendre pour le traitement des problèmes posés par ces différents points ?

Quelle est l'influence de ces points sur les résultats d'un inventaire ?

1) Unité Fonctionnelle (U.F.)

L'unité fonctionnelle est définie comme l'unité d'usage. Toutes les données de l'ACV sont rapportées à cette unité.

Est-il facile de définir la vraie fonction du système ?

Exemple: pour le cas du câble électrique, les UF possibles sont :

- 1 m
- 1 m-an
- 1 m-KW-an, en se basant sur la capacité du câble
- 1 m - kW - an, en se basant sur la quantité d'énergie actuellement délivrée.

Quelle est l'influence de l'unité fonctionnelle ?

Exemple: la cas du réfrigérateur

Hypothèse : comparaison de deux réfrigérateurs dont l'un est classique (A) et l'autre fortement isolé (B) (par doublement des matériaux d'isolation), Cf tableau page suivante.

Table 1: Effects on the inventory results caused by doubling the amount of insulation material in the refrigerator with different functional units. The electricity used is assumed to be average Swedish electricity.

Parameter	Unit	Base case results	Double insulation	Difference in %	Unit	Base case results	Double insulation	Difference in %
<i>Energy demand</i>								
Electricity	MJ/refr.	29 300	14 900	-49%	MJ/dm ³	90.71	57.66	-36%
Fossil fuel (excl. power plants)	MJ/refr.	1 970	2 140	9%	MJ/dm ³	6.10	8.28	36%
<i>Resource demand</i>								
Ore, 0.35% Cu	kg/refr.	572	573	0%	kg/dm ³	1.77	2.22	25%
Ore, iron	kg/refr.	99.6	99.6	0%	kg/dm ³	0.31	0.39	25%
Coal, total	kg/refr.	64.6	64.6	0%	kg/dm ³	0.20	0.25	25%
Crude oil, total	kg/refr.	43.7	36.5	-16%	kg/dm ³	0.14	0.14	0%
Liquor etc.	kg/refr.	38.5	19.6	-49%	kg/dm ³	0.12	0.08	-36%
Natural gas, total	kg/refr.	12.2	16.1	32%	kg/dm ³	0.04	0.06	65%
Bauxite	kg/refr.	4.3	4.32	0%	kg/dm ³	0.01	0.02	26%
U, enriched	kg/refr.	0.0165	0.00837	-49%	kg/dm ³	5.108E-05	3.239E-05	-37%
<i>Emissions to air</i>								
CO ₂	g/refr.	268 000	225 000	-16%	g/dm ³	830	871	5%
SO ₂	g/refr.	843	782	-7%	g/dm ³	2.61	3.03	16%
NO _x	g/refr.	663	558	-16%	g/dm ³	2.05	2.16	5%
N ₂ O	g/refr.	12.3	6.25	-49%	g/dm ³	0.04	0.02	-36%
HC	g/refr.	285	272	-5%	g/dm ³	0.88	1.05	19%
CH ₄	g/refr.	304	302	-1%	g/dm ³	0.94	1.17	24%
CO	g/refr.	101	71.9	-29%	g/dm ³	0.31	0.28	-11%
Particulates	g/refr.	305	308	1%	g/dm ³	0.94	1.19	26%
CFC-12	g/refr.	180	180	0%	g/dm ³	0.56	0.70	25%
CFC-11	g/refr.	522	522	0%	g/dm ³	1.62	2.02	25%
HCFC-22	g/refr.	0.0000966	0.0000979	1%	g/dm ³	2.991E-07	3.789E-07	27%
<i>Emissions to water</i>								
COD	g/refr.	65.1	66.2	2%	g/dm ³	0.202	0.256	27%
BOD	g/refr.	2.21	2.22	0%	g/dm ³	0.007	0.009	26%
Oil	g/refr.	2.93	2.96	1%	g/dm ³	0.009	0.011	26%
HC	g/refr.	4.29	4.29	0%	g/dm ³	0.013	0.017	25%
Phenol	g/refr.	0.0132	0.0137	4%	g/dm ³	4.087E-05	5.302E-05	30%
Fe	g/refr.	55.1	55.1	0%	g/dm ³	0.171	0.213	25%
NaCl	g/refr.	58.4	58.3	0%	g/dm ³	0.181	0.226	25%
<i>Waste</i>								
Radioactive	kg/refr.	0.879	0.447	-49%	kg/dm ³	0.003	0.002	-36%
Hazardous	kg/refr.	0.00941	0.00945	0%	kg/dm ³	2.913E-05	3.657E-05	26%
Tailings	kg/refr.	587	588	0%	kg/dm ³	1.817	2.276	25%
Ashes	kg/refr.	2.06	1.06	-49%	kg/dm ³	0.006	0.004	-36%

Source: LCA Nordic Jan 1995

Unités fonctionnelles choisies:

1 réfrigérateur

1 dm³ de volume refroidie

Résultats

--> Si U.F. = réfrigérateur alors (A) < (B)

--> Si U.F. = 1 dm³ de volume refroidie alors (A) > (B)

2- Les limites géographiques du système :

Les frontières géographiques (municipales, régionales, nationales, ..) ont une influence sur les résultats d'une ACV.

Chaque zone géographique est caractérisée par:

- des réglementations environnementales,
- une politique de l'énergie,
- une tradition dans le système de production
- des conditions socio-économiques

Chacune de ces caractéristiques peut influencer les résultats.

3- Délimitation du système

La construction de l'arbre de procédé amène tout naturellement à se poser la question de l'extension du système: jusqu'où doit-on aller pour prendre en compte tous les processus et les flux pertinents, sans pour autant inclure dans l'étude l'ensemble des activités humaines ?

Ces approximations peuvent consister à NÉGLIGER des matières utilisées en petites quantités ou des étapes du cycle de vie.

Quelle est l'influence des différents types d'approximations faites dans un inventaire ?

Exemples appliqués au réfrigérateur, Cf tableau page suivante :

Approximations faites sur une base massique.

Une analyse de sensibilité a été faite sur la base d'une exclusion des matières qui représentent 1%, 2%, et 5% du poids total du réfrigérateur.

Les résultats sont les suivants :

- Une approximation de 1% n'affecte pas la consommation d'énergie,
- Une approximation de 2% réduit la consommation d'énergie de 5%
- Une approximation de 5% réduit la consommation d'énergie de 10%

Table 2.2: Effects on inventory results. Only some of the inventory parameters are included.

Parameter	Unit	Base case results	Cut-off at 1 %	Diff. in %	Cut-off at 2 %	Diff. in %	Cut-off at 5 %	Diff. in %
<i>Refrigerator weight</i>	kg	76.7	76.4	0%	73.3	-4%	69.2	-10%
<i>Energy demand</i>								
Electricity	MJ/refr.	29 300	29 300	0%	29 200	0%	29 200	0%
Fossil fuel (excl. power plants)	MJ/refr.	1 970	1 950	-1%	1 870	-5%	1 810	-8%
<i>Resource demand</i>								
Ore, 0.35% Cu	kg/refr.	572	573	0%	572	0%	0	-100%
Ore, iron	kg/refr.	99.6	99.6	0%	99.6	0%	99.6	0%
Coal, total	kg/refr.	64.6	64.6	0%	64.6	0%	64.6	0%
Crude oil, total	kg/refr.	43.7	43.1	-1%	39.9	-9%	38.3	-12%
Liquor etc.	kg/refr.	38.5	38.5	0%	38.4	0%	38.4	0%
Natural gas, total	kg/refr.	12.2	12.2	0%	11.9	-2%	11.3	-3%
Bauxite	kg/refr.	4.3	4.33	1%	0.0146	-100%	0.0146	-100%
U, enriched	kg/refr.	0.0165	0.0165	0%	0.0164	-1%	0.0164	-1%
<i>Emissions to air</i>								
CO ₂	g/refr.	268 000	268 000	0%	261 000	-3%	255 000	-5%
SO ₂	g/refr.	843	842	0%	797	-5%	729	-14%
NO _x	g/refr.	663	661	0%	635	-4%	585	-12%
N ₂ O	g/refr.	12.3	12.3	0%	12.3	0%	12.3	0%
HC	g/refr.	285	283	-1%	269	-6%	261	-8%
CH ₄	g/refr.	304	304	0%	304	0%	304	0%
CO	g/refr.	101	100	-1%	97.6	-3%	87.9	-13%
Particulates	g/refr.	305	306	0%	103	-66%	94.8	-69%
CFC-12	g/refr.	180	180	0%	180	0%	180	0%
CFC-11	g/refr.	522	522	0%	522	0%	522	0%
HCFC-22	g/refr.	0.0000966	0	-100%	0	-100%	0	-100%
<i>Emissions to water</i>								
COD	g/refr.	65.1	65.3	0%	31.4	-52%	31.4	-52%
BOD	g/refr.	2.21	2.21	0%	0.804	-64%	0.805	-64%
Oil	g/refr.	2.93	2.92	0%	2.83	-3%	2.77	-5%
HC	g/refr.	4.29	4.29	0%	4.02	-6%	4.02	-6%
Phenol	g/refr.	0.0132	0.0102	-23%	0.00942	-29%	0.00878	-33%
Fe	g/refr.	55.1	55.2	0%	55.1	0%	55.2	0%
NaCl	g/refr.	58.4	0	-100%	0	-100%	0	-100%
<i>Waste</i>								
Radioactive	kg/refr.	0.879	0.879	0%	0.877	0%	0.875	0%
Hazardous	kg/refr.	0.00941	0.0094	0%	0	-100%	0	-100%
Tailings	kg/refr.	587	588	0%	587	0%	23	-96%
Asbes	kg/refr.	2.06	2.06	0%	2.06	0%	2.05	0%

(Source CEA. Note de N° 1-9)
juin 1975

4- Limites technosphères - Nature

Il est parfois difficile de définir clairement des limites entre la technosphère et la nature. Des problèmes apparaissent lorsque:

- (i) certains processus du cycle de vie sont inclus dans un cycle naturel, exemple: croissance de la forêt,
- (ii) les processus perturbent le cycle naturel, exemple préparation des marais salants, extraction de la tourbe,
- (iii) les décharges font-elles partie de la technosphère ou de la nature ?

Il existe trois approches pour répondre à cette dernière question:

1) la décharge est considérée comme une partie du cycle de vie (technosphère)

--> Dans ce cas, les émissions associées à la décomposition des déchets dans la décharge sont incluses dans le cycle de vie.

Le déchet devient alors un flux non élémentaire.

2) La décharge est considérée comme faisant partie de la nature

-> Dans ces conditions, le déchet est considéré comme un flux élémentaire du cycle de vie. Les émissions de la décharge ne sont plus considérées.

3) La décharge est considérée comme une partie du cycle de vie durant une période de temps défini, par exemple "période de temps sous surveillance", et après cette période il devient une partie de la nature.

-> Dans ces conditions, les émissions de la décharge sont prises en compte pendant ce cadre temporel.

Exemple du réfrigérateur mis en décharge, Cf tableau page suivante :

Le réfrigérateur mis en décharge est considéré comme une partie de la nature.

Donc, ce déchet est considéré comme un flux élémentaire du cycle de vie. Toutes les émissions de la décomposition du réfrigérateur dans la décharge ne sont pas considérées dans l'inventaire.

Résultat:

Les émissions de CFC-11 et CFC-12 sont réduites d'approximativement de 90% dans les résultats de l'inventaire.

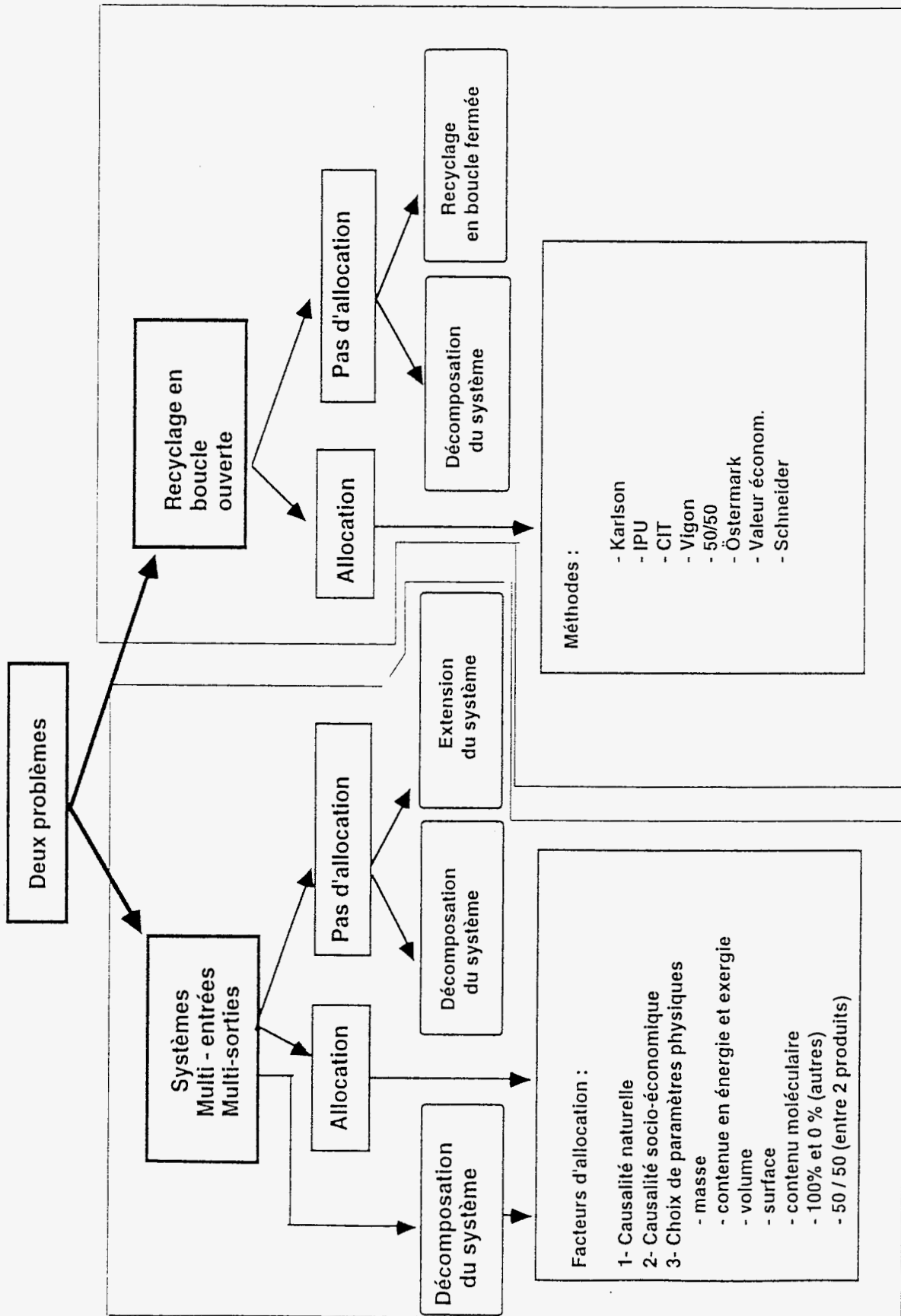
Table 3.1. Results from the inventory analysis of the refrigerator base case and a scenario in which the land filling of the refrigerator is excluded.

Emission	Unit	Base case	Excluding landfill	Difference %
<i>Air emissions</i>				
CFC-11	g	520	66	-87
CFC-12	g	180	15	-92
CH ₄	g	300	4	-99
CO ₂	g	2,7*10 ⁵	2,7*10 ⁵	0
<i>Water emissions</i>				
COD	g	65	55	-15
Cu	g	4,0	0,02	-100
Fe	g	55	0 ¹⁾	-100
<i>Solid wastes</i>				
CFC-11 in waste	g	0	460	+∞
CFC-12 in waste	g	0	160	+∞
Cu in waste	g	2,0*10 ³	2,0*10 ³	0
HDPE in waste	g	78	80	+3
LDPE in waste	g	74	76	+3
PC in waste	g	91	93	+2
PP in waste	g	840	860	+2
PUR in waste	g	6,6*10 ³	6,7*10 ³	+1
PVC in waste	g	1,4*10 ³	1,4*10 ³	0
SB in waste	g	7,2*10 ³	7,3*10 ³	+1
Steel in waste	g	5,4*10 ⁴	5,5*10 ⁴	+2

1) The value 0 indicates that there are some data gaps in the study.

(Source : LCA Nordlic N° 1-9)
Juin 1995

5- Problème d'allocation : Cf schéma suivant



VI.2 ANALYSE MULTICRITERE DE LA PHASE D'ANALYSE D'IMPACTS

VI.2.1 INTRODUCTION :

Une synthèse des méthodes existantes a été présentée précédemment. Elles se différencient notamment par leur niveau de complétude : certaines s'arrêtent à la phase d'inventaire, d'autres à la phase d'analyse d'impacts (seules quelques unes proposent une technique d'évaluation).

La figure suivante permet de grouper les méthodes recensées selon leur niveau de complétude. Quatre catégories ont ainsi été définies :

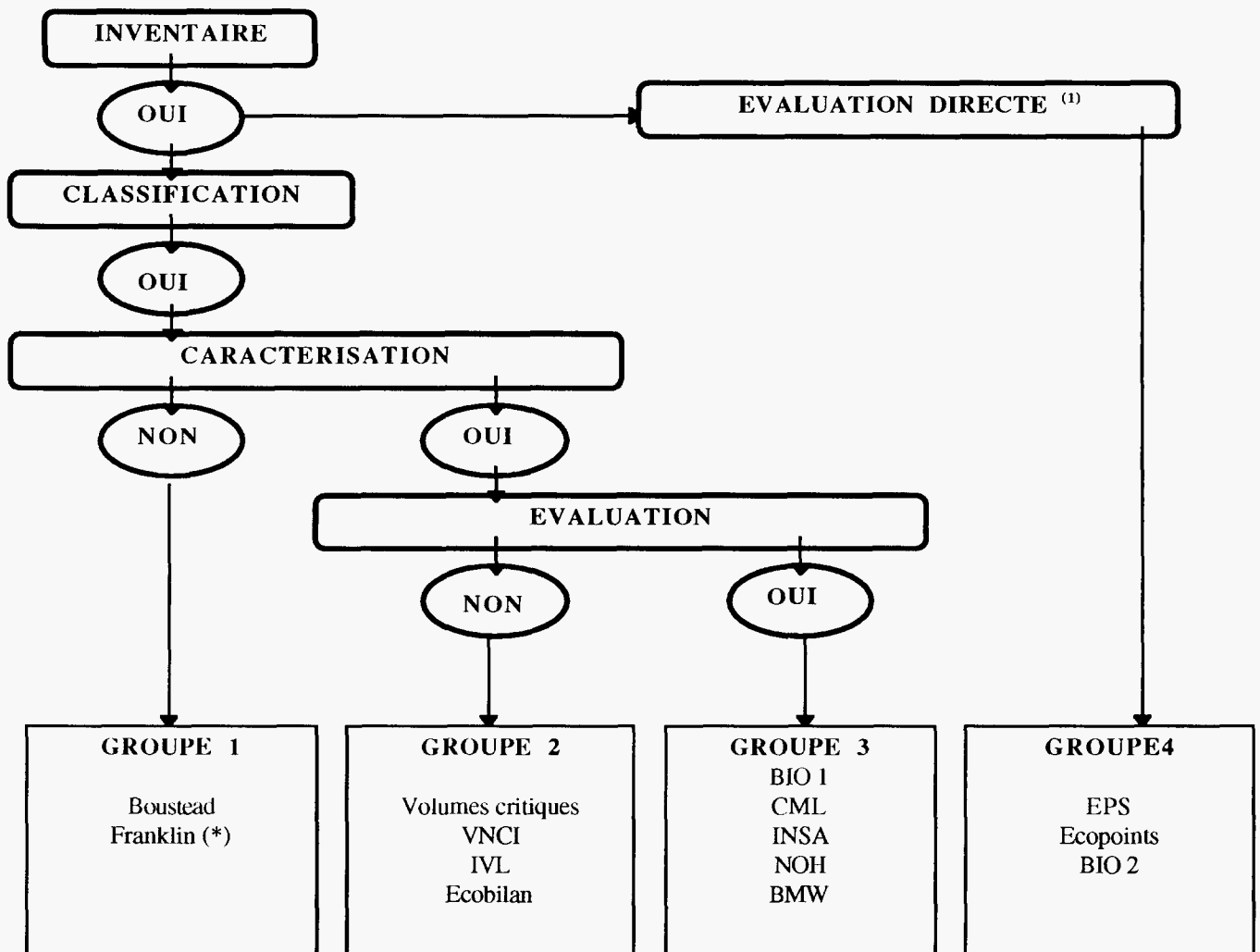


Figure 1 : les quatre groupes de méthodes selon leur niveau de complétude

(1) : dans ce type de méthodes à évaluation directe, les données de l'inventaire sont traduites directement en charges environnementales au moyen de facteurs de conversion spécifiques. Il n'y a pas de classification ni de caractérisation au sens propre du terme.

(*) : dans la méthode Franklin, il n'y a pas de caractérisation puisque les auteurs proposent simplement d'additionner les données de l'inventaire. Il y a en revanche une évaluation.

Nota Bene : compte tenu de son caractère novateur et du fait qu'elle est actuellement en cours de validation, la méthode BIO 3 n'est pas prise en compte dans notre analyse multicritère.

Nous allons dans cette partie rentrer dans le détail en nous intéressant de plus près à la phase d'analyse des impacts. Rappelons que celle-ci contient les points suivants :

- 1) classification : rangement des matières et énergies recensées dans l'inventaire (facteurs d'impacts) dans différentes catégories.
- 2) caractérisation : appréciation de l'impact pour chaque facteur d'impact (quantification)
- 3) évaluation : comparaison de l'impact global de différents cycles de vie (partiels ou totaux) rendant le même service, à partir de l'évaluation des différents impacts environnementaux.

L'objet de cette partie est d'analyser ces étapes d'un point de vue méthodologique. Il s'agit en fait de comparer les indicateurs d'impacts utilisés et leur agrégation au regard de trois grandes familles de critères :

- **validité scientifique,**
- **faisabilité,**
- **exploitabilité par les décideurs.**

Nous avons pour cela adopté le schéma d'analyse suivant. Nous commençons par définir des règles méthodologiques simples, fondées sur des bases scientifiques. En d'autres termes, le but est de préciser ce qui devrait être fait et devrait être évité. Il est exclu ici de comparer les méthodes deux à deux. Il faut donc créer des outils qui permettront de juger et d'évaluer cette conformité. Nous avons dressé une liste de critères appropriés, puis construit un système de notation pour chacun de ces critères.

Ainsi, pour chacune des trois étapes de classification, de caractérisation et d'évaluation, et pour chaque critère, un même schéma d'analyse a été suivi :

A : Définition des règles méthodologiques (référence)

Définition du critère d'évaluation

Explication de la méthode d'évaluation de ce critère

B : Application aux différentes méthodes recensées

C : Mise en évidence du meilleur résultat au regard des règles méthodologiques.

Remarque concernant le système de notation utilisé : dans le système éducatif, les professeurs ont recours à des notes, c'est-à-dire à des appréciations chiffrées attribuées selon un barème préalablement choisi, pour évaluer les performances scolaires de leurs élèves ; nous travaillons ici exactement de la même façon : pour chaque critère, l'attribution d'une note sur 100 selon un barème préalablement choisi, reflétera la conformité de la méthode testée aux règles méthodologiques.

Le fait que les notes ne prennent que certaines valeurs (0/100, 25/100, 50/100, 75/100 ou 100/100) ne signifie pas pour autant qu'il s'agisse d'un système de notation ordinal (c'est-à-dire que derrière chaque note se cache une notion de rang). Au contraire, nous avons veillé, lors de l'établissement des barèmes de notation, à respecter les bases du système cardinal : à savoir que passer de 25/100 à 50/100 est équivalent à passer de 50/100 à 75/100. De même, nous avons fait en sorte que l'on puisse dire de l'indicateur ayant obtenu la note de 75/100 qu'il est « trois fois meilleur que » celui qui n'aura obtenu que 25/100.

Nous aurions pu utiliser un système de notation ordinal ; c'est-à-dire classer les objets évalués dans les catégories : bon , moyen, faible ou leur attribuer une étoile, deux étoiles ou trois. Nous lui avons préféré ce système de notes chiffrées parce que la manipulation de nombre est plus aisée que celle de rangs.

Ainsi, le système de notation utilisé n'est autre qu'un système cardinal. Dès lors, il est possible d'effectuer des opérations mathématiques classiques sur les notes (moyenne notamment). Les notes obtenues permettent ainsi de mettre en évidence les faiblesses des différentes méthodes testées.

VI.2.2 CLASSIFICATION

A RÈGLES GÉNÉRALES DE CLASSIFICATION

a) Remarques préliminaires

Nous considérons dans la suite de l'étude que le cycle de vie Σ d'une fonction (produit, service, procédé...) se compose de sous-systèmes notés Σ^i (extraction des matières premières, fabrication, consommation, transport...).

Au cours de la réalisation d'une étude ACV, un bilan matière-énergie est réalisé pour chaque Σ^i . Cet inventaire fournit un nombre important de données, qu'il est souvent impossible de gérer comme tel. L'objectif de la classification est alors de regrouper ces facteurs d'impacts (ces flux). Pour ce faire, plusieurs approches peuvent être envisagées :

- une classification selon l'échelle géographique,
- une classification par milieu récepteur,
- une classification par type d'impacts.

b) Classification selon l'échelle géographique

Il s'agit de classer les entrants et les sortants issus de l'inventaire en fonction de l'étendue géographique potentielle de leur impact sur l'environnement. L'appréciation de l'échelle géographique reste évidemment qualitative.

Cette approche suppose de s'intéresser d'abord à la nature de l'impact, avant de pouvoir évaluer son ampleur. Aussi cette méthode de classification permettra-t-elle de prendre en compte les problèmes environnementaux jugés majeurs par les spécialistes.

c) Classification par milieu récepteur

Il s'agit de classer les substances en fonction du milieu naturel dans lequel elles sont rejetées. La logique voudrait que soient considérés :

- les émissions dans l'air,
- les rejets dans l'eau,
- les rejets dans le sol.

Cette méthode est certes facile à mettre en oeuvre, mais elle peut être critiquée sur plusieurs plans. D'abord parce qu'elle ne peut rendre compte du transfert des substances entre milieux (les coefficients de transferts étant inconnus) ; ensuite parce qu'elle ne peut refléter l'ensemble des impacts potentiels d'une substance.

d) Classification par type d'impact

Cette méthode vise à classer les données de l'inventaire en fonction des problèmes environnementaux auxquels elles contribuent.

Un impact est défini comme le changement d'état dû à la rencontre d'une action a avec une cible A . On évalue donc un impact en comparant l'état initial et l'état final des cibles. Nous reviendrons plus en détail sur cette notion dans la suite de l'étude.

Il est primordial de souligner la différence fondamentale entre la notion d'impact et la notion de flux : un kilogramme de CO_2 et un kilogramme de SO_2 (flux) n'ont pas le même impact environnemental.

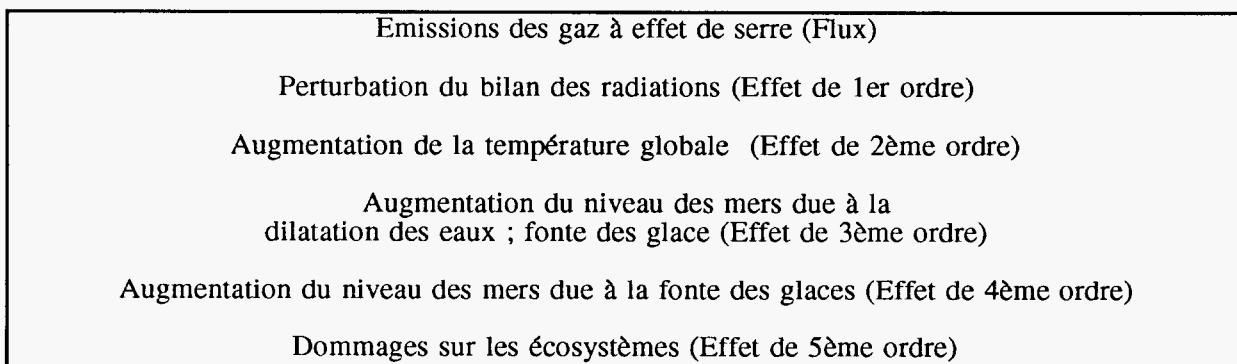
Ainsi, le déchet solide ne constitue pas en lui-même un impact. L'ensemble des déchets produits doit être considéré comme un flux sortant d'un système et qui subira ultérieurement une transformation anthropique. Cette transformation est un procédé susceptible d'entraîner des émissions de polluants dans l'eau, l'air et le sol, utilisant de l'espace, source de nuisances (odeurs), produisant du méthane comme une source potentielle d'énergie... Il semble donc que l'emploi d'une catégorie déchets en tant que classe d'impact relève davantage d'un souci de simplification que d'un désir d'exactitude.

Considérons maintenant les émissions de substances radioactives. Elles constituent également un flux rejeté dans le milieu naturel ne subissant plus de transformation anthropique. Elles sont à l'origine d'impacts écotoxiques (destruction des tissus vivants lors d'exposition à forte dose, perturbation du fonctionnement des systèmes biologiques lors d'expositions faibles et répétées, mutations chromosomiques et/ou développement de tumeurs).

Lors de la mise au point d'un tel système de classification se pose le problème du choix des impacts environnementaux à prendre en compte. Nous apportons ici des explications sommaires sur les problèmes jugés importants à l'heure actuelle.

- **Effet de serre**

On désigne par là le réchauffement potentiel de l'atmosphère provoqué par la capture par l'atmosphère du rayonnement infrarouge réfléchi par la surface de la terre. La relation entre les émissions de gaz à effet de serre et les changements climatiques possibles peut être illustrée par la chaîne de cause à effet suivante :



Effet de serre, chaîne de cause à effet

Des modèles de circulation ont été développés, qui permettent, à partir d'une concentration donnée ou d'un scénario d'émission, de déterminer les effets sur le climat (ou de prédire l'augmentation de température). Cependant, ces modèles complexes nécessitent des temps de calcul extrêmement longs et sont assez incertains.

Selon les spécialistes, le forcing radiatif peut constituer une mesure efficace et beaucoup plus simple. Deux paramètres sont à considérer :

- la durée de vie atmosphérique des gaz,
- les propriétés d'absorption des gaz.

- **Dégradation de la couche d'ozone stratosphérique**

Une diminution de la quantité totale d'ozone stratosphérique entraîne une augmentation du rayonnement U.V. atteignant la surface terrestre, avec des effets sur la santé humaine, les écosystèmes terrestres et aquatiques...

Le phénomène de dégradation de la couche d'ozone peut être décrit par la chaîne de cause à effet suivante :

Emissions de substances destructrices d'ozone	Flux
Perturbation du bilan de la couche d'ozone	Effet de 1er ordre
Dégradation de la couche d'ozone	Effet de 2ème ordre
Accroissement du rayonnement UV dans l'environnement	Effet de 3ème ordre
Dommages sur les organismes (toxicité, écotoxicité)	Effet de 4ème ordre

Ces effets ont été jugés suffisamment graves pour que la communauté internationale, par le protocole de Montréal entré en vigueur le 1^{er} janvier 1989, décide de réduire la production de CFC de 50% d'ici à l'an 2000, le but à terme étant de les bannir totalement.

De plus, d'autres substances (CH₄, NO₂) interviennent dans la dégradation de l'ozone stratosphérique, mais leur contribution s'avère très délicate à évaluer actuellement à cause des phénomènes de synergie.

• **Epuisement des réserves naturelles**

L'épuisement des réserves naturelles dépend d'une part de l'état des réserves et d'autre part de la quantité de ressource utilisée. Si les réserves diminuent, ou si la consommation excède le taux de renouvellement de la ressource considérée, alors il y a menace d'épuisement.

Dès lors, une distinction doit être faite entre réserves renouvelables et non renouvelables.

Ainsi trois paramètres doivent être pris en compte lorsque l'on s'intéresse à ce problème :

- quantité de matière consommée,
- renouvelabilité de la matière,
- état du gisement à l'instant t (qui dépendra de l'échelle géographique considérée).

• **Ecotoxicité**

Il s'agit là d'une notion générale qui englobe tout ce qui peut se révéler toxique pour l'environnement (comprenant l'homme, la faune et la flore). Nous retiendrons :

◆ **Acidification**

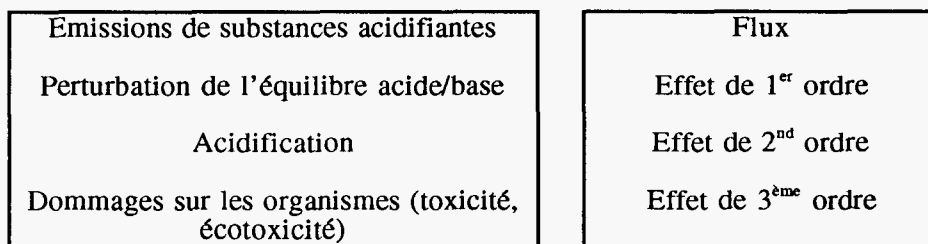
Nous nous intéressons ici au dépôt d'acides dans le sol et l'eau. Notons que selon les spécialistes, les émissions directes d'acides dans l'eau se produisent en petites quantités ; ainsi leur contribution à l'acidification de l'eau pourrait être négligée. Cependant, cette hypothèse dépend de l'objet de l'étude ; elle ne doit pas être systématique.

En ce qui concerne le dépôt de substances acidifiantes dans le sol, les effets sont la diminution du pH, une baisse de la teneur en nutriments et l'augmentation de la teneur en éléments potentiellement toxiques. Ces modifications d'ordre chimique auront pour conséquence un certain nombre d'effets biologiques comme par exemple une diminution de biomasse.

Quelle que soit la méthode d'évaluation choisie, les aspects suivants doivent être pris en compte :

- le devenir des substances étudiées (rétention, réactions chimiques...),
- les caractéristiques de l'écosystème contaminé (facteur limitant).

La chaîne de cause à effet suivante schématise le phénomène d'acidification :



Acidification, chaîne de cause à effet

◆ Eutrophisation

On désigne par là l'apport d'éléments nutritifs dans un milieu entraînant un déséquilibre des cycles biogéochimiques. Ce déséquilibre entraîne à son tour une croissance importante de certaines espèces au détriment des autres. Ce phénomène peut être divisé en deux sous-catégories :

■ eutrophisation des écosystèmes terrestres :

Dans de nombreux cas, l'azote est un facteur limitant pour la production de biomasse. Un apport d'azote pourra conduire dans un premier temps à une augmentation de la production de biomasse (souvent recherchée). Un apport trop important se traduira par un déséquilibre nutritionnel.

■ eutrophisation des écosystèmes aquatiques :

L'azote et le phosphore sont deux nutriments essentiels qui régulent la production de biomasse dans l'environnement aquatique. L'azote constitue souvent le facteur limitant des systèmes marins, le phosphore celui des systèmes limniques.

Une production excessive de biomasse végétale conduit dans la plupart des cas à une diminution de la biodiversité et une baisse de la teneur en oxygène dissout (l'oxygène étant consommé par la dégradation des matières organiques).

◆ Pollution thermique

Les émissions de chaleur résiduelle peuvent augmenter localement la température comme par exemple dans une ville ou une étendue d'eau. Il est improbable que ces émissions puissent contribuer au réchauffement global de la planète. En revanche, selon les conditions locales, l'élévation de température des eaux de surface peut perturber au niveau local l'ensemble de l'écosystème aquatique.

◆ Autre toxicité : homme (externe), faune et flore

Selon les toxicologues, l'évaluation de la toxicité d'une substance doit reposer à la fois sur des paramètres d'exposition et des paramètres d'effet.

Le facteur d'exposition dépend :

- des caractéristiques du milieu dans lequel a lieu l'émission considérée,
- de la dispersion de la substance (évaporation, dissolution, adsorption...),
- de la dégradation (biologique ou par photolyse) de la substance dans le milieu,
- des voies d'exposition (ingestion, respiratoire, cutanée...).

Le facteur d'effet est basé sur :

- la toxicité aiguë,
- la toxicité chronique,
- la cancérogenèse ou la mutagenèse,
- la toxicité sur la reproduction et la tératogenèse,
- les effets allergènes,
- les irritations (peau, muqueuses, yeux...).

• Nuisances

◆ Bruit

Le fait qu'une onde sonore soit ressentie ou non comme une nuisance dépend à la fois de la situation et de la personne considérée. La distance de la source à la cible, les caractéristiques physiques du milieu, les conditions météorologiques sont autant de paramètres qui doivent être pris en compte dans le facteur d'exposition. En ce qui concerne le facteur d'effet, la production sonore, exprimée en Pa².s peut être utilisée.

◆ Odeur

Il s'agit d'un véritable problème dans la mesure où la concentration de substances malodorantes sera perçue comme une nuisance. De façon générale, une émission d'odeur se traduira en nuisance selon :

- la dispersion de la substance dans le milieu,
- la dégradation chimique de la substance,
- les conditions météorologiques,
- la distance entre la source et la cible potentielle.

Ces éléments devraient être pris en compte dans le facteur d'exposition. La valeur seuil de tolérance à l'odeur peut, elle, servir de base à l'élaboration du facteur d'effet. Il s'agit de la concentration c d'une substance donnée, définie dans les conditions normales de température et pression, à laquelle 50% d'un échantillon représentatif de la population sont sensibles, c'est-à-dire capables de faire la différence entre un échantillon d'air pur et un échantillon d'air souillé par la substance à la concentration c .

◆ Impact visuel

Très peu de données sont disponibles sur l'impact visuel. Dès lors il reste très difficile de l'évaluer. Une méthode quantitative pourrait consister à évaluer le volume ou la surface affectée.

• Altération physique des écosystèmes

Comme pour l'épuisement des réserves naturelles, l'indicateur devra tenir compte :

- de la quantité d'espace consommée,
- de la rareté des différentes catégories d'écosystèmes,
- de la valeur relative de l'écosystème pour l'homme et la nature (biodiversité...).

Après avoir présenté ces différentes approches de classification, nous allons maintenant nous intéresser à l'évaluation proprement dite des méthodes testées au regard des critères de validité scientifique, faisabilité et exploitabilité.

e) Quelques notions de systémique

Notre but est ici de porter un jugement qui soit le plus objectif possible, et fondé sur les connaissances scientifiques actuelles des différents types de classification. Nous avons donc décidé d'appuyer notre réflexion sur la théorie de la systémique pour définir un modèle qui puisse être utilisé comme référence.

« L'apport de la systémique est par sa logique de représentation des objets, de faire ressortir des éléments utiles au chercheur ou à l'ingénieur et que d'autres démarches auraient omis ou rendus peu accessibles. La clé de voûte de l'approche systémique est bien évidemment le concept de système : unité globale organisée d'éléments en interaction, fonctionnant et évoluant en fonction d'une finalité, plongée dans un environnement qui agit sur elle et sur lequel elle agit. » [BREAS, M., 1991]

La théorie de la systémique repose sur quatre grands préceptes [BREAS, M., 1991] :

- 1) **Le précepte de pertinence** : il s'agit de convenir que tout objet que nous considérons se définit par rapport aux intentions implicites ou explicites du modélisateur. Ne jamais s'interdire de mettre en doute cette définition si, nos intentions se modifiant, la perception que nous avons de cet objet se modifie.
- 2) **Le précepte de globalisme** : considérer toujours l'objet à connaître par notre intelligence comme une partie immergée et active au sein d'un plus grand tout. Le percevoir d'abord globalement, dans sa relation fonctionnelle avec son environnement, sans se soucier outre mesure d'établir une image fidèle de sa structure interne, dont l'existence et l'unicité ne seront jamais tenues pour acquises.
- 3) **Le précepte téléologique** : interpréter l'objet non pas en lui-même mais par son comportement, sans chercher à expliquer a priori ce comportement par quelque loi impliquée dans une nouvelle structure. Comprendre en revanche ce comportement et les ressources qu'il mobilise par rapport aux projets que, librement, le modélisateur attribue à l'objet. Tenir l'identification de ces hypothétiques projets pour un acte rationnel de l'intelligence et convenir que leur démonstration sera bien rarement possible.
- 4) **Le précepte d'agrégativité** : convenir que toute représentation est partisane non par oubli du modélisateur, mais délibérément. Chercher en conséquence quelques recettes susceptibles de guider la sélection d'agrégats tenus pour pertinents et exclure l'illusoire objectivité d'un recensement exhaustif des éléments à considérer.

Comment le systémicien applique-t-il ces préceptes dans sa façon de penser les choses ? Prenons un exemple simple. Considérons un objet qui évolue, c'est-à-dire qui passe d'un état 1 à un état 2. Il y a deux façon de décrire ce changement d'état :

- le scientifique spécialisé va rechercher les causes de ce changement dans l'objet même. En d'autre terme, il va essayer d'expliquer son activité par sa structure, sa définition, sa composition.
- l'approche du systémicien, elle, est tout à fait différente : il va regarder autour de l'objet pour comprendre l'influence de son environnement. Il va tenter d'expliquer son activité en faisant référence à ses interactions avec d'autres objets.

Le modèle que nous allons présenter s'appuie sur cette théorie. Il est représenté sur la figure suivante. C'est ce modèle de classification qui servira par la suite à juger les autres méthodes de classification.

f / Le modèle de référence

Echelle géographique de l'impact	Type d'impact		Notation	Milieux concernés
	Classe	Sous-classe		
GLOBALE	1) Effet de serre		S	Air
	2) Dégradation de la couche d'ozone stratosphérique		Oz	Air
	3) Épuisement des réserves naturelles		R	Sol
REGIONALE	4) Ecotoxicité : acidification		Ac	Eau, Sol
LOCALE	5) Toxicité humaine interne		TI	Air
	6) Ecotoxicité	Eutrophisation	E	Eau, Sol
		Pollution thermique	P	Air, Eau
		Toxicité : homme (externe), faune et flore	T	Air, Eau, Sol
	7) Nuisance	Bruit	B	Air
		Odeur	Od	Air
		Visuel	V	Sol
	8) Altération physique des écosystèmes		Al	Eau, Sol

Les différentes classifications théoriques

Il est important à ce stade d'insister sur les limites des résultats de l'évaluation. Le fait de construire un modèle de référence de cette façon peut être critiquable. Car cette approche n'est, dans l'absolu, ni exhaustive, ni parfaitement non-redondante.

Elle présente néanmoins l'avantage d'être claire, d'utiliser la quasi-totalité des données connues sur les différentes classes d'impacts, d'éviter au maximum les redondances et surtout d'appliquer les préceptes de la systémique.

B EVALUATION DES MÉTHODES DE CLASSIFICATION

a / Validité scientifique

• **Exhaustivité**

Définition : la méthode de classification testée sera considérée comme exhaustive si elle couvre l'ensemble des problèmes environnementaux cités. Comme l'indique l'un des préceptes de la systémique, on ne recherche pas l'exhaustivité absolue.

Méthode d'évaluation : elle est fondée sur la comparaison des catégories d'impacts environnementaux (explicites dans le cas d'une classification par type d'impacts ou implicites dans les autres cas) à la liste des 8 classes citée précédemment (Cf. modèle de référence).

Chaque problème environnemental utilisé rapportera un point. Si la méthode étudiée suggère l'utilisation d'autres catégories, qui ne peuvent être assimilées à l'une des huit classes d'impacts en question, aucun point n'est attribué. La note d'exhaustivité est ainsi obtenue en totalisant ces points. La note maximale est de 8/8. Afin de faciliter la suite de l'étude cette note sera ramenée à une note sur 100. Plus la note est élevée, plus la classification proposée est exhaustive.

Application

	Boustea d	Frankli n	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobil an	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1
2	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
3	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1
4	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0
5	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0
6	0	0	0	0	1/3	1/3	1/3	0	1/3	1/3	0	0	0
	0	0	0	0	0	1/3	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	1/3	0	1/3	0	1/3	0
7	0	0	0	0	1/3	1/3	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	1/3	1/3	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	1/3	0	1/3	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	1/2	0	1	0	0	0	0	1	1	0
Note /8	1	1	0,33	3,17	6,33	8	3,7	3,33	3,33	3,66	2	3,33	2
Not e /10 0	13	13	4	40	79	100	46	42	42	46	25	42	25

Classification, notes d'exhaustivité

- avec :
- 1 : effet de serre
 - 2 : dégradation de la couche d'ozone stratosphérique
 - 3 : épuisement des réserves
 - 4 : acidification
 - 5 : toxicité humaine interne
 - 6 : écotoxicité
 - eutrophisation
 - pollution thermique
 - toxicités
 - 7 : nuisances (bruit, odeur, Impact visuel)
 - 8 : altération physique des écosystèmes

• Non-redondance

Définition : la redondance est définie comme une augmentation du nombre d'éléments de la liste sans accroissement corrélatif de la quantité d'information. Il ne faut pas confondre la redondance avec le fait qu'un élément de l'inventaire puisse contribuer à plusieurs impacts.

On peut distinguer, pour une substance émise, trois façons de contribuer à plusieurs impacts :

- 1) *en parallèle* : l'émission peut potentiellement contribuer à plusieurs impacts. Le dioxyde de soufre (SO₂), par exemple, contribue à l'acidification et à des effets toxiques par inhalation. Cependant, une seule molécule de SO₂ ne peut engendrer ces deux effets simultanément.
- 2) *en série, directement* : l'émission peut engendrer plusieurs effets, l'un après l'autre. Ainsi, une même molécule d'oxyde d'azote est susceptible de contribuer à la fois à l'acidification et à l'eutrophisation. Il en est de même pour les métaux lourds, qui peuvent avoir un impact écotoxique et des effets toxiques sur l'homme à travers la chaîne alimentaire.
- 3) *en série, indirectement* : la substance contribue à un autre effet, à partir d'un effet causé précédemment. Le méthane peut participer à la formation photochimique d'oxydants ; l'ozone ainsi produit peut ensuite contribuer à l'effet de serre.

Méthode d'évaluation : nous nous intéressons ici au risque de redondance engendré par le choix des classes d'impacts utilisées lors de la classification. Il n'a pas été possible de définir un

méthode précise d'évaluation qui soit applicable à toutes les méthodes testées. Nous avons donc effectué cette évaluation au cas par cas en fonction de notre grille de référence.

Application :

Boustead	Franklin	Vol. C.	EPS	VNC I	CML	IVL	INSA	Ecobilla n	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
100	100	100	100	75	56	50	91	100	78	100	100	100

Classification, notes de non-redondance

b / Faisabilité

• **Facilité de la classification**

Définition : l'appartenance d'un input ou d'un output à une classe d'impact doit être suffisamment explicite. En d'autres termes, la personne chargée d'exécuter la classification ne doit pas avoir de doute quant à la contribution d'une substance à un impact environnemental potentiel.

Méthode d'évaluation : la classification peut se faire soit en fonction de l'échelle géographique, soit en fonction des impacts, soit en fonction du milieu récepteur (air, eau, sol). Une combinaison de ces approches peut également être envisagée.

Même si elle n'est pas la plus pertinente scientifiquement, c'est la méthode de classification par milieu récepteur qui est la plus facilement réalisable. On lui attribuera donc la note maximale, c'est-à-dire 100%.

Pour une méthode de classification par impacts utilisant les huit grandes classes, la note sera de 50%.

Enfin, si la méthode de classification par impacts fait appel uniquement aux sous-classes (eutrophisation, acidification, pollution thermique...) elle obtiendra la note de 0%. De même pour une classification par échelle géographique.

Le tableau suivant présente le récapitulatif de cette évaluation :

TYPE DE METHODE	CODE	NOTE SUR 100
Milieu récepteur	1	100
Par type d'impacts (classes)	2	50
Par types d'impacts (sous-classes)	3	0
Par échelle géographique	4	0

Facilité de la classification , barème

Application :

METHODE	TYPE DE CLASSIFICATION (CODE)	NOTE SUR 100
Boustead	1	100
Franklin	1	100
Volumes critiques	1	100
EPS	1	100
VNCI	3	0
CML	3	0
IVL	2	50
INSA	1+2	75
Ecobilan	2	50
NOH	3+4	0
BIO 1	1	100
BIO 2	1	100
BMW	2	50

Classification, notes de facilité de classification

c / Exploitabilité

• **flexibilité**

Définition : ce critère vise à évaluer la capacité de la méthode à être utilisée dans un contexte différent.

Méthode d'évaluation : nous allons considérer les trois types d'études environnementales suivants :

- l'étude d'impacts (utilisée pour l'analyse de l'état d'un système environnemental ; par exemple, l'étude d'impact du Rhône entre 1990 et 1995.)
- l'étude de danger,
- l'Eco-audit (il s'agit d'un outil de gestion mis en oeuvre par la direction et les cadres d'une entreprise, comprenant une évaluation systématique, documentée, périodique et cohérente du fonctionnement de l'organisation, des méthodes de gestion et de l'équipement destiné à assurer la protection de l'environnement au sein de l'entreprise.)

On compte un point à chaque fois que l'utilisation de la classification dans l'un de ces trois cas est envisageable, 0 sinon. On obtient alors une note sur trois, que l'on convertit en note sur cent.

Application :

MÉTHODE	ETUDE D'IMPACTS	ETUDE DE DANGER	ECO-AUDIT	NOTE SUR 100
Boustead	OUI	NON	NON	66
Franklin	OUI	NON	NON	33
Volumes critiques	OUI	OUI	NON	66
EPS	OUI	OUI	NON	66
VNCI	OUI	OUI	OUI	100
CML	OUI	OUI	NON	66
IVL	OUI	OUI	NON	66
INSA	OUI	OUI	NON	66
Ecobilan	OUI	NON	NON	33
NOH	OUI	OUI	NON	66
BIO 1	OUI	NON	NON	33
BIO 2	OUI	OUI	NON	66
BMW	OUI	NON	NON	33

Classification, notes de flexibilité

VI.2.3 CARACTERISATION

A LES RÈGLES GÉNÉRALES DE CARACTERISATION

a) Remarques préliminaires

Les premières ébauches d'ACV étaient constituées uniquement d'un inventaire, plus ou moins complet, des entrants et des sortants du système. Or, il est très vite apparu que cette seule notion de flux était insuffisante pour évaluer l'incidence environnementale d'un système : un kg de CO₂ n'aura pas la même incidence environnementale qu'un kg de SO₂, bien que le flux sortant soit quantitativement identique. Dès lors, les organismes de recherches ont développé de nombreuses approches visant à déterminer (et à quantifier) les impacts potentiels de ces flux (appelés facteurs d'impacts). Le but est d'examiner dans quelle mesure une certaine quantité de substance polluante (ou de matière première consommée) va se traduire en menace pour l'homme, la faune et la flore. D'où l'apparition progressive de nombreuses catégories d'impacts : contribution à l'effet de serre, à l'épuisement de la couche d'ozone....

On peut à l'heure actuelle dénombrer une vingtaine d'impacts potentiels. Des méthodes de quantification existent déjà pour une grande partie d'entre eux ; pour d'autres, les recherches se poursuivent...

Avant d'aller plus loin, revenons plus en détail sur le concept d'impact.

b) La notion d'impacts

• Généralités

La notion d'impact implique l'existence d'un système source et d'un système cible, avec action du système source sur la cible. Le système source considéré ici est un sous-système Σ d'un cycle de vie. Le système cible est l'environnement.

• Définitions

On peut définir l'impact comme un changement d'état du système cible sous l'action du système source. Ainsi, une analyse d'impacts s'attache en premier lieu à définir l'état initial de la cible. Le problème consiste ensuite à suivre les changements d'état du milieu. Les changements constatés constituent l'impact.

Les impacts d'une action sur une cible sont en général multiples. L'ensemble de ces impacts représente l'impact global d'une action sur une cible.

Les impacts induits par toutes les actions de la source représentent l'impact global de la source sur la cible.

Soulignons enfin que les impacts directs sur la cible génèrent en général une succession d'impacts secondaires; on peut donc parler de cascade d'impacts. D'où la nécessité de définir précisément le niveau où doit porter l'analyse.

• De quoi dépend l'impact ?

- 1) de l'action de la source
 - la nature de l'action
 - l'intensité de l'action
- 2) de l'exposition et de l'accessibilité de la cible
- 3) de la sensibilité de la cible.

Ainsi, en théorie, si l'on considère par exemple les substances relâchées dans l'environnement, l'impact sera lié à :

- l'effet nuisible, pour l'homme, les animaux, les plantes, les écosystèmes, ou pour les cibles non vivantes,
- la persistance, ce qui signifie le temps de vie de cette substance, qui dépend de sa dégradabilité,
- la mobilité, la tendance à la dispersion,
- l'accumulation, qui est liée étroitement à la persistance et qui cause des concentrations élevées localement, dans les sédiments ou les tissus gras des animaux,
- la synergie avec d'autres substances ou la transformation en d'autres produits formés dans l'environnement.

c) Le problème majeur de la caractérisation : l'incertitude

Un impact dépend donc d'un grand nombre de paramètres. Les scientifiques ont tenté de définir des modèles qui, en intégrant ces paramètres, permettent de prédire la contribution d'une substance à un impact donné.

Malgré des efforts importants, l'incertitude liée à l'évaluation des impacts demeure énorme à l'heure actuelle. Et ce n'est pas tant l'incertitude elle-même qui est gênante, mais bien plus notre incapacité à la mesurer. Car, si l'on considère l'ACV comme une méthodologie dont la finalité est l'intégration de l'évaluation environnementale globale du cycle de vie dans un processus décisionnel, toute incertitude doit être exclue. En d'autres termes, il est dangereux (pour l'acteur économique) d'utiliser le résultat 'A est meilleur que B d'un point de vue environnemental' avec une incertitude qu'il n'est pas à même de définir.

Face à ce constat, deux attitudes possibles :

- l'attitude pessimiste : qui consiste à abandonner ce créneau de l'analyse d'impact en avançant que ces incertitudes sont inhérentes aux études environnementales et rendent dès lors incongrue toute prise de décision. Il faut alors se poser la question de savoir s'il existe une autre approche possible ? La question est : comment s'affranchir des lacunes scientifiques actuelles et disposer néanmoins d'indicateurs pertinents ?
- l'attitude optimiste : la traduction en terme d'impact sur l'environnement de l'inventaire du cycle de vie n'est pas une technique totalement maîtrisée aujourd'hui. Beaucoup de mécanismes sont méconnus et font l'objet de recherche. Mais chaque avancée dans ce domaine réduit l'incertitude de l'interprétation. Il faudra alors se poser à chaque fois la question : compte-tenu des incertitudes scientifiques (mêmes réduites), quelles fonctions de dommage sont accessibles avec un niveau de connaissances acceptable ? Quel doit être le critère pour définir qu'un niveau de connaissance est acceptable ? Il semble que cette approche soit celle qui ait été adoptée par la très grande majorité. Il s'agit donc dans l'état actuel des connaissances de gérer au mieux l'incertitude. En se fondant par exemple sur un consensus minimum de la communauté.

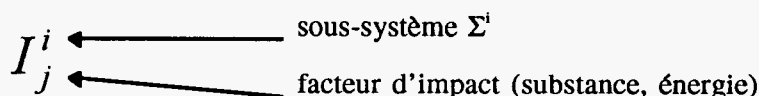
Un autre aspect propre aux études environnementales, et qui concerne tout particulièrement cette phase de caractérisation, réside dans la complexité des phénomènes étudiés. « La complexité, c'est à la fois la diversité et l'intégration de cette diversité en un tout, c'est un ensemble d'interactions où causes et effets s'entremêlent, se confondent, s'imbriquent inextricablement et donnent une unité à un groupe d'éléments divergents, étrangers l'un à l'autre, conflictuels. [...] La complexité est un réseau d'échanges et de causalités croisées, tout y est à la fois source de transformation et conséquence » [BREAS, M., 1991]

C'est dans ce double contexte d'incertitude et de complexité que s'inscrit logiquement la caractérisation des impacts. La question qui se pose à nous est la suivante : comment définir des indicateurs d'impacts qui permettent de représenter la réalité de la façon la plus précise possible ; comment quantifier au mieux la contribution des flux d'un système anthropique aux différents problèmes environnementaux ? Nous verrons aussi que l'agrégation des indicateurs d'impacts est source de difficultés.

Notre objectif ici n'est pas de trouver la réponse à ces questions mais de porter un jugement, sur la base des connaissances scientifiques actuelles, sur la définition des indicateurs existants.

d) Notations

Considérons un cycle de vie Σ , constitués de sous-systèmes Σ^i . Une substance j émise au niveau de Σ^i aura un impact potentiel noté :



L'impact résultant de l'émission des substances j , $j=1,2,3,\dots$, par le sous-système Σ^i sera représenté par l'indicateur :

$$I^i$$

L'impact global, résultant de l'émission des substances j pour l'ensemble du cycle de vie ($i=1,2,3,\dots$) sera noté :

$$I$$

Exemple : considérons l'impact effet de serre, noté S.

La contribution à l'effet de serre d'une substance j émise dans le sous-système i est notée S_j^i .

Soit CH_4 la substance considérée ($j = \text{CH}_4$)
 Soit le sous-système production ($i = \text{production}$)

La contribution à l'effet de serre causée par le méthane lors de la phase de production sera représentée par :

$$S_{\text{production}}^{\text{CH}_4}$$

e) Agrégation des impacts

- Niveau d'impact

Les arbres présentés ci-après schématisent les niveaux d'évaluation des impacts.

- niveau 1 : évaluation de l'impact sur l'ensemble du cycle de vie (indicateur : I).
- niveau 2 : évaluation de l'impact résultant des inputs/outputs du sous-système Σ^i (indicateur : I^i)
- niveau 3 : évaluation de l'impact d'un facteur d'impact j du sous-système i (indicateur : I_j^i).
- niveau 4 : paramètres de l'impact (exposition et effet) d'un facteur d'impact.

- Remarques concernant l'agrégation

L'objectif d'une ACV est (sauf cas particulier) de mesurer un impact environnemental global (c'est-à-dire sur l'ensemble du cycle de vie) lié aux activités de l'antroposystème. L'agrégation est donc nécessaire pour franchir les différentes étapes :

de la contribution du facteur d'impact j du sous-système i

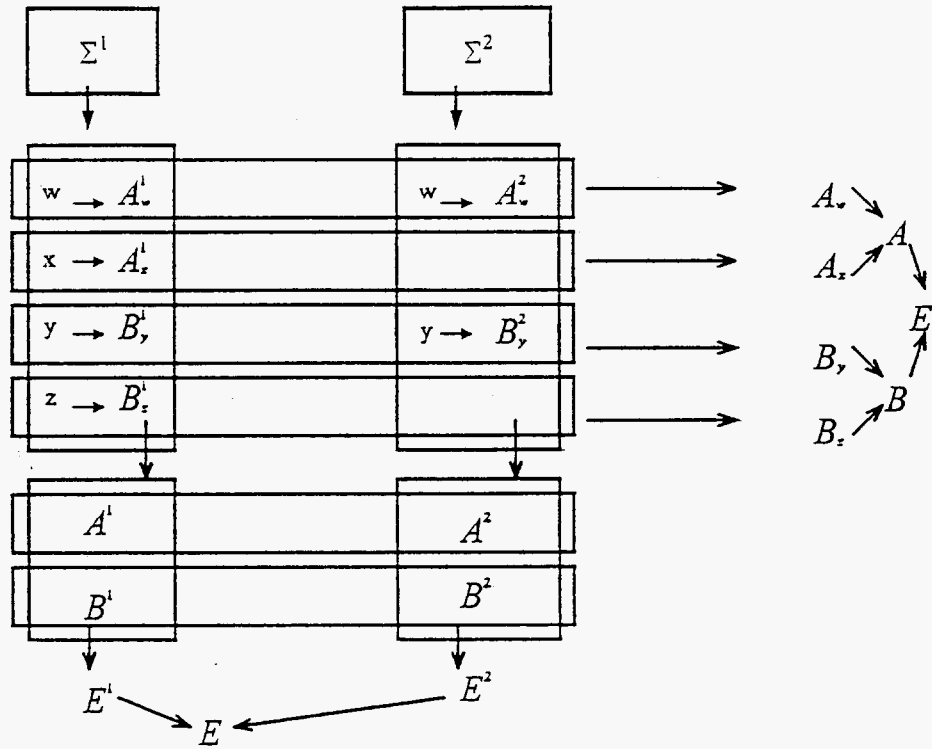


à l'impact global

L'exemple suivant illustre deux façons différentes d'aboutir à l'impact global.

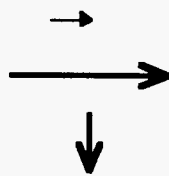
Considérons deux sous-systèmes Σ^1 et Σ^2 d'un même cycle de vie.
 Soit w et x deux substances contribuant à l'impact A.
 Soit y et z deux substances contribuant à l'impact B.
 Les deux sous-systèmes Σ^1 et Σ^2 émettent respectivement (w, x, y, z) et (w, y) .
 Nous nous intéressons ici à l'impact global E, résultant des impacts A et B.
 Nous disposons alors de deux façons distinctes d'évaluer E :

- l'agrégation horizontale,
- l'agrégation verticale.



Agrégations verticale et horizontale

Avec



« contribue à l'impact représenté par »
 agrégation horizontale (sur tout le cycle de vie)
 agrégation verticale

Il est important de souligner que le type d'agrégation des impacts doit être choisi en fonction des objectifs de l'étude. Si l'on désire par exemple déceler le sous-système Σ^i globalement le plus polluant on aura recours à l'agrégation verticale (de façon à préserver l'information pour chaque sous-système). En revanche si l'on s'intéresse avant tout à l'impact le plus grave sur l'ensemble du cycle de vie Σ c'est l'agrégation horizontale qui s'avère la mieux adaptée.

Néanmoins seule l'agrégation verticale permet de rendre compte des effets de synergies ou d'antagonisme entre substances. Un effet de synergie (ou d'antagonisme) suppose l'intervention d'au moins deux substances. Ainsi, sa prise en compte ne peut se faire au niveau de la caractérisation de l'impact de chacune de ces deux substances, mais seulement lors de l'agrégation de ces deux indicateurs d'impacts. Pour illustrer cela prenons l'exemple suivant. Soit deux substances w et x dont la contribution à l'impact A est représentée respectivement par A_w^1 et A_x^1 . Supposons qu'elles aient un effet antagoniste. Pris séparément, ces deux indicateurs d'impacts ne peuvent en rendre compte. Par contre il sera possible lors de leur agrégation (verticale) de tenir compte du fait que :

$$A^1 = f(A_x^1, A_w^1) \leq A_x^1 + A_w^1 \quad \text{où } f \text{ est la fonction d'agrégation}$$

Les impacts globaux (effet de serre, dégradation de la couche d'ozone stratosphérique...) constituent un cas particulier dans la mesure où l'agrégation horizontale est tout à fait pertinente, puisque le lieu d'émission des substances importe peu. Elle ne sera donc pas pénalisée.

B - EVALUATION DES DIFFÉRENTES MÉTHODES DE CARACTÉRISATION

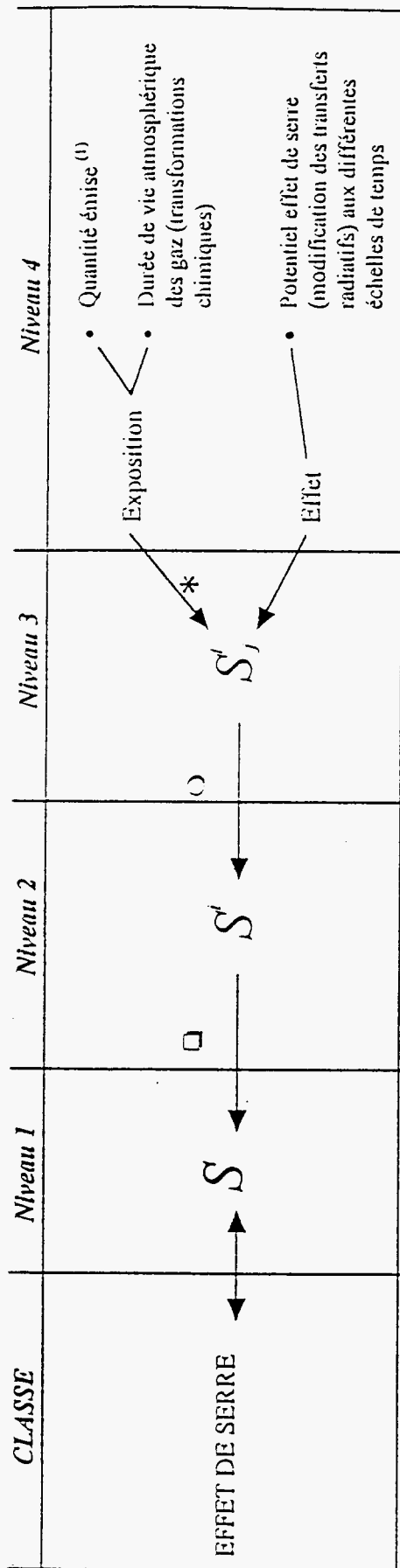
Pour chaque classe d'impact, le plan suivant sera adopté :

- α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation
- β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation utilisé
- γ) Validité scientifique
- δ) Faisabilité
- ε) Exploitabilité

a) EFFET DE SERRE

α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation

La figure 7 présentée à la page suivante fait la synthèse des règles méthodologiques que devraient respecter l'indicateur d'impact et son agrégation. Il servira de base à l'élaboration des barèmes de notation des critères concernant la validité scientifique.



(1) pour le CO2, seul le CO2 d'origine fossile et/ou issu de la déforestation doit être considéré.

→ utilisation d'une fonction d'agrégation

LEGENDE

- * Agrégation non additive
- Effets de synergie/antagonisme
- Agrégation envisageable

Règles de construction de l'impact effet de serre

β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation

La SETAC recommande aujourd'hui l'emploi du Global Warming Potential (GWP) défini par l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Le GWP exprime pour un gaz la quantité de rayon infrarouge qu'il est capable d'absorber par rapport au CO₂.

La contribution à l'effet de serre d'une substance (gaz) j émise par le sous-système i est alors donnée par la formule :

$$S_j^i = m_j \times GWP_j^i = m_j \times \frac{\int_0^T A_j(t) \times C_j(t) dt}{\int_0^T A_{CO_2}(t) \times C_{CO_2}(t) dt}$$

avec : A_j : forçage radiatif instantané dû à une augmentation d'une unité de la concentration du gaz j.
 C_j(t) : concentration du gaz j restant à t.

Le calcul du GWP fait intervenir une période T sur laquelle est intégré le potentiel d'effet de serre instantané du gaz étudié.

Ces gaz qui absorbent le rayonnement infrarouge sont des gaz à effet de serre et contribuent directement au phénomène. D'autres gaz, eux, contribuent indirectement à l'effet de serre en favorisant l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre. Bien que l'IPCC fournisse des données relatives à cet effet indirect, elle ne recommande pas leur emploi compte tenu des grandes incertitudes sur ces valeurs. Ces incertitudes sont notamment liées à des mécanismes antagonistes mal définies, une substance pouvant à la fois contribuer à l'augmentation d'un gaz à effet de serre et à la diminution d'un autre par une autre voie.

La contribution à l'effet de serre de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$S = \sum_{i,j} GWP_j^i \text{ unité : kg équivalent CO}_2$$

γ) Validité scientifique

• **Exhaustivité**

Définition : les indicateurs d'impacts choisis doivent aborder tous les aspects qualitatifs et quantitatifs du problème environnemental considéré. En d'autres termes, chaque indicateur doit dépendre de tous les paramètres qui influent sur le phénomène étudié.

Méthode d'évaluation : l'évaluation du critère d'exhaustivité sera faite pour chaque indicateur d'impact, par rapport aux paramètres (d'exposition et d'effet) cités dans les arbres (au niveau 4). Soit n_A le nombre de paramètres indiqués. On totalise le nombre de paramètres pris en compte par l'indicateur d'impact, soit n_i.

La note d'exhaustivité sera alors donnée par la formule :

$$\text{exhaustivité} = \frac{n_i}{n_A} \times 100^{(1)}$$

(1) : le facteur 100 permet d'obtenir une note sur 100.

Application :

D'après la figure 7, l'indicateur d'impact effet de serre devrait considérer 3 paramètres. On constate que l'indicateur utilisé prend en compte ces trois paramètres ; il obtient donc la note maximale de 100/100.

• **Bien-fondé scientifique**

Définition : ce critère vise à évaluer les bases scientifiques de l'indicateur. Il s'agit notamment de répondre aux questions suivantes :

- L'indicateur possède-t-il à la fois un facteur d'exposition et un facteur d'effet ?
- Ces facteurs sont-ils définis arbitrairement ? Correspondent-ils à des normes ? Sont-ils fondés sur des bases scientifiques ?
- Comment est effectuée l'agrégation exposition/effet ?

Méthode d'évaluation : pour chaque indicateur, nous effectuerons l'évaluation de la façon suivante :

1) Y a-t-il un facteur d'exposition et un facteur d'effet ?

- OUI → 100/100
- NON
 - exposition ou effet → 50/100
 - ni exposition ni effet → 0/100

2) Le facteur d'effet est-il fondé sur :

- des bases scientifiques ? → 100/100
- des bases normatives ⁽¹⁾ ? → 50/100
- des bases arbitraires ? → 0/100

3) Le facteur d'exposition est-il fondé sur :

- des bases scientifiques ? → 100/100
- des bases normatives ⁽¹⁾ ? → 50/100
- des bases arbitraires ? → 0/100

(si le paramètre d'exposition ne dépend que de la quantité de substance émise, la note attribuée sera de 75/100)

* : La note globale de bien-fondé scientifique est alors obtenue en effectuant une moyenne arithmétique de ces quatre notes. Cette pénalisation s'explique par le fait que les normes ne sont pas uniquement fondées sur des bases scientifiques. Des critères socio-économiques, des contraintes techniques interviennent lors de leur élaboration.

4) Comment est réalisée l'agrégation exposition/effet ?

- de façon additive → 0/100
- de façon multiplicative (avec ou sans pondération) → 100/100

Application : l'indicateur S comprend un facteur d'effet (GWP) et un facteur d'exposition (quantité émise), tous deux fondés scientifiquement. L'agrégation est multiplicative. Il obtient donc la note de $100+100+75+100/4$ soit 94/100.

• **Type d'agrégation**

Définition : ce critère concerne l'agrégation des indicateurs d'impacts :

- 1) du niveau 3 (évaluation de l'impact du facteur d'impact j du sous-système Σ^j) au niveau 2 (évaluation sur l'ensemble du sous-système Σ^i).
- 2) du niveau 2 au niveau 1 (évaluation de l'impact sur l'ensemble du cycle de vie).

Comme nous l'avons vu, il est préférable, du point de vue de la pertinence scientifique, que cette agrégation se fasse verticalement, c'est-à-dire sous-système par sous-système. Cependant, pour les impacts globaux (effet de serre, dégradation de la couche d'ozone...), on ne pénalisera pas l'agrégation horizontale (puisque le lieu d'émission de la substance n'a a priori pas d'importance).

Méthode d'évaluation :

1) Niveau 3 à 2 :

Aucune méthode n'a jusqu'à présent pris le parti d'effectuer une agrégation verticale. Nous allons donc adopter la méthode d'évaluation suivante :

- si la méthode utilise une agrégation horizontale et s'il est impossible de l'effectuer verticalement, la note sera de 0/100.
- si l'agrégation est horizontale, et si le processus opératoire autorise à l'effectuer verticalement, la note sera de 50/100.
- si l'agrégation est verticale, deux cas se présentent :
 - les effets de synergie/antagonisme ne sont pas pris en compte : 75/100
 - les effets de synergie/antagonisme sont pris en compte : 100/100.

En ce qui concerne les impacts globaux, seule la non prise en compte des effets de synergie antagonismes sera pénalisée : on adopte le système de notation ci-dessus.

2) Niveau 2 à 1 :

- si la méthode utilise une agrégation horizontale et s'il est impossible de l'effectuer verticalement, ou si il n'y a aucune agrégation, la note sera de 0/100.
- si l'agrégation est horizontale, et que le processus opératoire autorise à l'effectuer verticalement, la note sera de 50/100.
- si l'agrégation est verticale, deux cas se présentent :
 - pas de pondération, ou pondération arbitraire : 75/100
 - pondération justifiée : 100/100.

La note pour le critère type d'agrégation sera obtenue en effectuant une moyenne arithmétique des deux notes précédentes.

Application :

- 1) Niveau 3 à 2 : il s'agit ici d'un impact global. L'indicateur S ne permet pas de prendre en compte les effets de synergie/antagonisme. Il obtient donc la note de 75/100.
- 2) Niveau 2 à 1 (on note ici la méthode d'agrégation ; la note sera donc la même pour tous les indicateurs testés). Seules les méthodes INSA et BMW sont véritablement verticales car l'évaluation des impacts se fait sous-système par sous-système.

METHODE	NOTE SUR 100
Volumes critiques	50
EPS	75
VNCI	50
CML	50
IVL	50
INSA	75
Ecobilan	50
NOH	50
BIO 1	50
BIO 2	75
BMW	75

Type d'agrégation (niveau 2 à 1)

La note globale (moyenne des deux notes précédentes) est donnée ci-après :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobila n	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
<i>Effet de serre</i>	-	-	62	62	62	75	62	62	-	-	75

δ) Faisabilité

- Accessibilité

Définition : l'indicateur doit pouvoir être calculé assez rapidement à un moindre coût. La question est : quelle est la quantité de données nécessaire à son évaluation ?

Méthode d'évaluation : lorsque le réalisateur de l'ACV veut calculer la contribution d'une substance à un impact donné, il devra utiliser d'une part les données de l'inventaire, et d'autre part des données externes. La note d'accessibilité correspondra aux pourcentages du nombre de données directement issues de l'inventaires (par rapport au nombre de données nécessaires à l'évaluation de l'indicateur).

Application : S obtient la note de 50/100

ε) Exploitabilité

• **Transparence**

Définition : la transparence est nécessaire à double titre :

- d'une part pour rendre l'évaluation des impacts vérifiable et compréhensible par un non spécialiste.
- d'autre part pour que les hypothèses sur lesquelles repose l'évaluation puissent être modifiées, si nécessaire.

L'évaluation de ce critère de transparence s'effectue aux niveaux 3 et 4.

Méthode d'évaluation : deux paramètres interviendront dans la notation. On s'intéresse d'une part à l'unité dans laquelle s'exprime l'indicateur. On attribuera une note de 100/100 dans les cas suivant :

- l'indicateur s'exprime en kg (ou autre unité de masse), m³ (ou autre unité de volume), MJ,
- l'indicateur est un nombre sans dimension facilement compréhensible

Dans tous les autres cas la note sera de 0/100 (note 1).

On vérifie ensuite si les hypothèses de calcul sont clairement posées et explicitées dans l'ouvrage de référence. Si tel est le cas, la note sera de 100/100, de 0/100 sinon (note 2).

La moyenne de ces deux notes fournira la note de transparence.

Application : S obtient dans les deux cas 100/100. La note globale de transparence est donc de 100/100.

• **Haut niveau d'agrégation**

Définition : une ACV vise à évaluer l'incidence environnementale globale d'une fonction sur l'environnement. Dans ce contexte d'évaluation globale, plus le nombre d'indicateurs sera réduit, meilleure sera l'exploitabilité. Certes, l'agrégation substitue un gain en maniabilité (plus utilisable dans un processus de décision) à une perte d'information. Ce critère de « haut niveau d'agrégation » n'a donc de sens que si l'on se place dans cette philosophie de l'ACV, à savoir considérer l'ensemble du cycle de vie. Car si les objectifs sont autres (mise en évidence du stade du cycle de vie le moins performant d'un point de vue environnemental), il peut être utile de conserver un maximum d'informations précises, et, dans ce cas, il faut éviter au maximum l'agrégation.

Méthode d'évaluation : la note sera liée au nombre final d'indicateurs proposés pour chaque classe d'impacts.

NOMBRE D'INDICATEURS	NOTE SUR 100
$N = 1$	100
$1 < N \leq 3$	50
$N > 3$	0

Haut niveau d'agrégation, barème

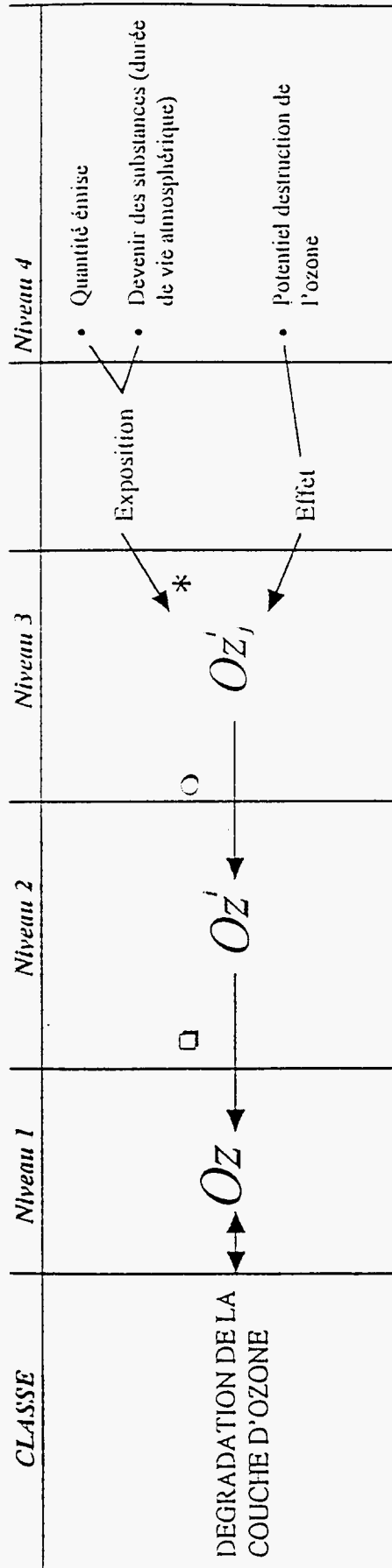
Application :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilan	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
<i>Effet de serre</i>	-	-	100	100	100	100	100	100	-	-	100

Effet de serre, notes de haut niveau d'agrégation

b) DESTRUCTION DE L'OZONE STRATOSPHERIQUE

α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation



→ utilisation d'une fonction d'agrégation

LEGENDE

- * Agrégation non additive
- Effets de synergie/antagonisme
- Agrégation envisageable

Règles de construction de l'impact destruction de l'ozone

β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation

La SETAC n'a retenu que l'ODP (Ozone Depletion Potential) pour évaluer la contribution d'un antroposystème à cet impact.

La contribution à l'effet de serre d'une substance (gaz) j émise par le sous-système i est alors donnée par la formule :

$$Oz_j^i = m_j \times ODP_j^i$$

L'ODP indique pour une émission de un kg de gaz son pouvoir de dégradation de l'ozone par rapport à une même émission de CFC11. Tout composé bromé ou chloré peut avoir un effet sur la couche d'ozone, s'il est volatil et assez stable pour traverser la troposphère.

La contribution à l'effet de serre de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$Oz = \sum_{i,j} Oz_j^i \text{ unité : kg équivalent CFC11}$$

L'INSA propose simplement de rejeter tout système émettant des CFC dans l'atmosphère.

γ) Validité scientifique

Exhaustivité : 66/100

Bien-fondé scientifique : 94/100 (100+100+75+100/4)

Type d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilan	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
<i>Destruction de l'ozone</i>	-	-	62	62	62	-	62	62	-	-	-

Destruction de l'ozone, note de type d'agrégation

δ) Faisabilité

Accessibilité : 50/100

ε) Exploitabilité

Transparence : 100/100

Haut niveau d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilan	NOH	BMW
<i>Destruction de l'ozone</i>	-	-	100	100	100	-	100	100	100

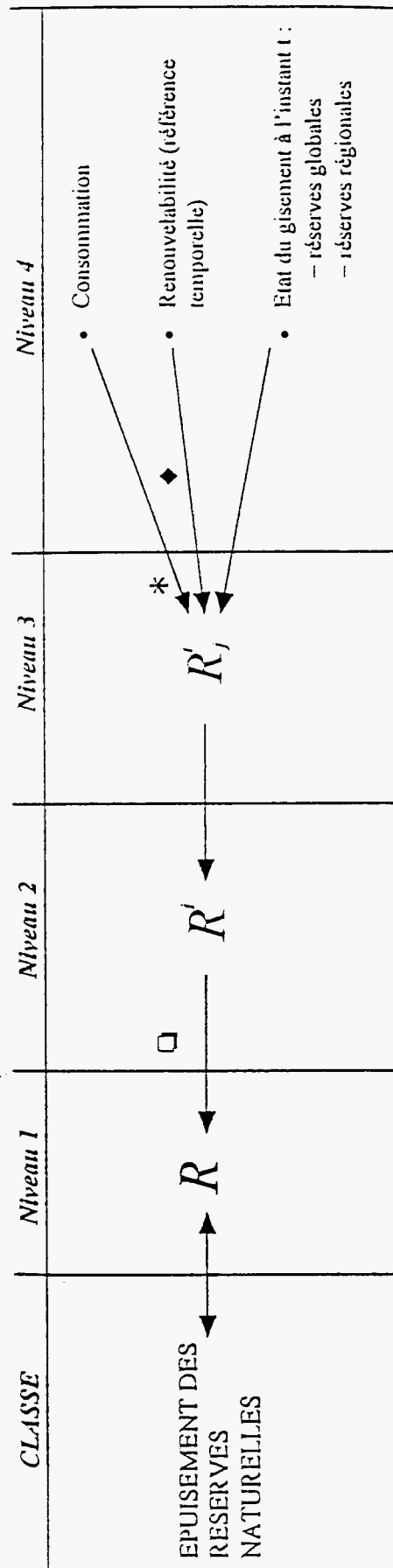
Destruction de l'ozone, note de haut niveau d'agrégation

c) ÉPUISEMENT DES RÉSERVES NATURELLES

α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation
Voir figure page suivante.

β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation

Nous avons recensé 8 indicateurs différents.



Règles de construction de l'impact épuisement des réserves

→ utilisation d'une fonction d'agrégation

LEGENDE

- * Agrégation non additive
- ◆ Relation de dépendance ⁽¹⁾
- Agrégation envisageable

(1) exemple : si la consommation est importante, il est encore plus grave que les réserves soient faibles, d'autant plus que la matière première n'est pas renouvelable)

1) Approche basée sur l'état du gisement :

$$R1 = \sum_{i,j} m_j \times \frac{1}{R_j} \text{ unité : adimensionnel}$$

où R_j constitue la réserve de base de la matière première j ; c'est-à-dire la partie de la réserve identifiée et répondant aux critères physico-chimiques relatifs aux pratiques actuelles d'extraction et de production.

Cet indicateur est utilisé par plusieurs méthodes : CML, Nordic Council.

2) Approche vitesse d'épuisement des réserves :

La contribution à l'épuisement des réserves d'une Matière première j dans le sous-système i est donnée par la formule :

$$W_j^i = m_j \times \frac{G_j}{R_j} \text{ unité : kg/an}$$

où G_j représente la consommation mondiale annuelle et R_j les réserves actuelles (ressources inventoriées et profitables économiquement).

La contribution à l'épuisement des réserves de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$R2 = \sum_{i,j} W_j^i \text{ unité : kg/an}$$

3) Le Nordic Council propose deux indicateurs : l'un pour les ressources non renouvelables, l'autre pour les ressources renouvelables :

■ non renouvelables : $R3_{non-renouvelable} = \sum_{i,j} \frac{G_j}{R_j^2} \text{ unité : an}^{-1}$

■ renouvelables : $R3_{renouvelable} = \sum_{i,j} \frac{(G_j - P_j)}{R_j^2} \text{ unité : an}^{-1}$

où P_j est le taux de renouvellement de la matière j (on ne sait pas comment ce taux est déterminé)

4) Indicateurs du CML :

■ épuisement des ressources abiotiques : abiotic depletion : R1

■ épuisement des ressources biotiques :

$$R4 = \text{biotic depletion} = \sum_{i,j} m_j \times BDF_j = \sum_{i,j} m_j \times \frac{1}{R_j} \times \frac{M_j^\circ}{R_j} \text{ en an}^{-1}$$

où M_j° désigne la production annuelle.

BDF : Bio Depletion Factor

5) Perte de matières premières (INSA) :

On considère d'abord les trois paramètres :

■ consommation de matières premières du sous-système i : $M^i = \sum_j m_j^i$ en kg

■ contribution à l'épuisement des réserves du sous-système i : $T^i = \frac{\sum_j m_j^i \times \frac{1}{a_j}}{M^i}$ en an⁻¹

où a_j est la période d'abondance de la réserve naturelle j. (consommation mondiale annuelle sur réserves actuelles)

■ non renouvelabilité des matières premières consommées dans le sous-système i :

$$R^i = \frac{\left[\sum_j m_j^i \times \left(1 - \frac{1}{t_j} \right) \right]}{M^i}$$

où t_j représente le temps relatif de renouvellement de la matière première j.

	Matières fissiles	Matières fossiles	Biomasse non fossile et eau
t_j	infini	10000	1

Ces trois critères écologiques sont ensuite agrégés par la méthode de Jouany-Vaillant (méthode d'analyse multicritère permettant de prendre en compte les interactions entre critères), pour obtenir un rang exprimant les pertes de matières premières (R5) occasionnées par le sous-système i.

6) L'indicateur de BMW : $R6 = \text{resource depletion} = 10^{12} \times \sum_{i,j} \frac{m_j}{\text{réserve}_j}$ unité : adimensionnel
où 10^{12} est une constante de conversion.

7) Dans la méthode BIO 1 : deux indicateurs, appelés indicateurs d'efficacité environnementale, sont liés à la gestion des réserves naturelles :

Efficacité d'usage des ressources non énergétiques :

$$R7 = 1 - \left[\frac{M_i - M_0}{M_i} \right]$$

Efficacité d'usage des ressources énergétiques :

$$R8 = 1 - \left[\frac{E_i - E_0}{E_i} \right]$$

Avec : M_i : Masse totale de matière consommée
 M_0 : Masse totale d'une unité fonctionnelle
 E_i : Energie primaire totale consommée
 E_0 : Energie contenue dans une unité fonctionnelle (et récupérable)

8) EPS : Indice des ressources = $R9 = C \times \frac{B}{A}$ (sans dim.)

où : A : réserves naturelles mondiale par personne
 B : dépend de la rareté de la ressource
 C : constante de conversion.

γ) Validité scientifique

Exhaustivité :

INDICATEUR	MÉTHODES	NOTE D'EXHAUSTIVITÉ SUR 100
R1	CML,	66
R2		66
R3 _{nonrenouvelable}		66
R3 _{renouvelable}		100
R4 (biotic depletion)	CML	100
R5 (perte de matières premières)	INSA	100
R6 (ressource depletion)	BMW	66
R7	BIO 1	33
R8	BIO 1	33
R9 (EPS)	EPS	66

Épuisement des réserves, exhaustivité

Bien-fondé scientifique :

Pour les indicateurs d'épuisement des réserves naturelles, une évaluation différente est appliquée : α fait référence au paramètre de consommation, β à l'état du gisement, γ à la renouvelabilité et δ à la méthode d'agrégation utilisée. En ce qui concerne l'état du gisement, la note est de 50/100 si seules les réserves sont considérées, et de 100/100 si l'on tient compte en plus de la consommation annuelle.

INDICATEURS	α	β	γ	δ	NOTE SUR 100
R1	100	50	0	100	62
R2	100	100	0	100	75
R3 _{nonrenouvelable}	100	100	0	100	75
R3 _{renouvelable}	100	100	100	100	100
R4 (biotic depletion)	100	100	100	100	100
R5 (perte de matières premières)	100	100	100	100	100
R6 (ressource depletion)	100	50	0	100	62
R7	100	0	0	0	25
R8	100	0	0	0	25
R9 (EPS)	100	100	50	100	87

Épuisement des réserves, bien-fondé scientifique

Type d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilla n	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
<i>Matières premières</i>	-	75	50	50	-	75	-	-	50	50	75

δ) Faisabilité

Accessibilité :

INDICATEUR	NOTE D'ACCESSIBILITE SUR 100
R1	50
R2	33
R3 _{nonrenouvelable}	33
R3 _{renouvelable}	25
R4' (biotic depletion)	33
R5 (perte de matières premières)	66
R6 (ressource depletion)	50
R7	100
R8	100
R9 (EPS)	25

Epuisement des réserves, accessibilité

ε) Exploitabilité

Transparence :

INDICATEUR	NOTE 1	NOTE 2	NOTE DE TRANSPARENCE SUR 100
R1	100	100	100
R2	0	100	50
R3 _{nonrenouvelable}	0	100	50
R3 _{renouvelable}	0	100	50
R4' (biotic depletion)	0	100	50
R5 (perte de matières premières)	100	100	100
R6 (ressource depletion)	100	0	50
R7	100	100	100
R8	100	100	100
R9 (EPS)	100	0	50

Epuisement des réserves, transparence

Haut niveau d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilla n	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
<i>Matières premières</i>	-	100	100	50	-	50	-	-	50	100	100

d) ACIDIFICATION

α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation
 Voir figure 9 page suivante.

β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation

Deux approches sont aujourd'hui opérationnelles :

1) L'approche acide équivalent (CML):

La contribution à l'acidification d'une substance j émise par le sous-système i est donnée par la formule :

$$Ac_j^i = m_j \times AP_j^i$$

où AP_j^i = potentiel d'acidification (Acidification Potential).

La contribution à l'acidification de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$Ac = \sum_{i,j} Ac_j^i \text{ en kg équivalent SO}_2$$

2) L'approche protons libérés :

L'effet est défini comme la quantité de protons libérés dans un écosystème terrestre donné (l'application est limitée aux écosystèmes terrestres dont les caractéristiques sont similaires à celles de l'Europe du Nord et de l'Europe centrale).

γ) Validité scientifique

Exhaustivité : 31/100

Bien-fondé scientifique : 94/100

Type d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilan	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
<i>Acidification</i>	-	-	50	50	50	-	50	50	-	-	-

δ) Faisabilité

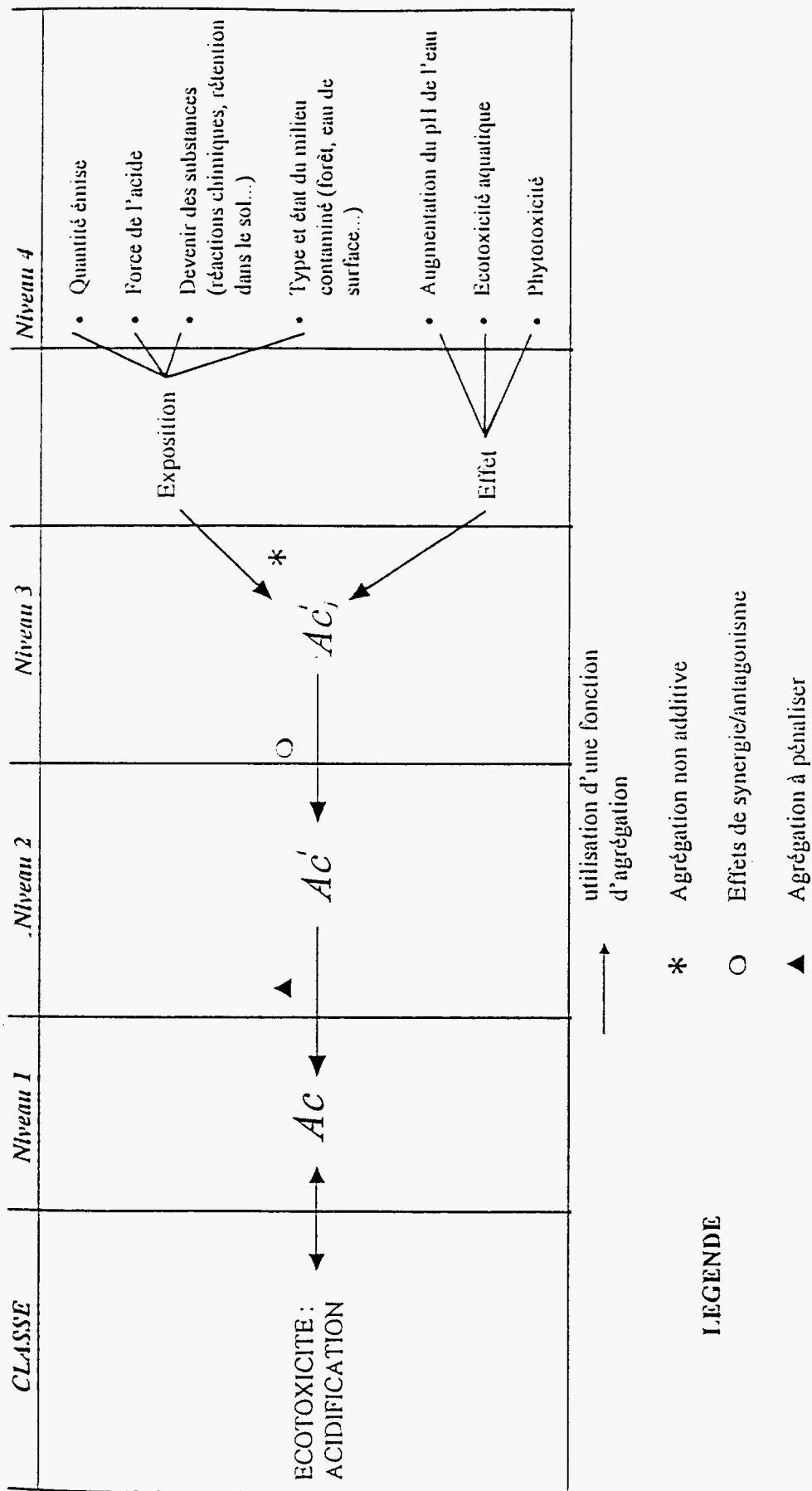
Accessibilité : 50/100

ε) Exploitabilité

Transparence : 50/100

Haut niveau d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilan	NOH	BMW
<i>Acidification</i>	-	-	100	100	100	-	100	100	-



Règles de construction de l'impact acidification

e) TOXICITÉ HUMAINE INTERNE

α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation
Voir figure page suivante.

β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation

A ce jour, aucun indicateur n'a été mis au point.

f) ECOTOXICITÉ

α) Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation
Voir figure 11 page suivante.

β) Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation

◆ **Eutrophisation**

Il existe plusieurs méthodes pour évaluer la contribution d'un système à l'eutrophisation. Mais un seul indicateur ne peut véritablement être calculé à partir d'une formule mathématique. Il s'agit de l'indicateur du CML.

La contribution à l'eutrophisation d'une substance j émise par le sous-système i est donnée par la formule :

$$E_j^i = m_j \times NP_j^i$$

où NP_j^i = potentiel de d'eutrophisation (Nutrification Potential) : rapport entre le nombre de moles de biomasse créées par l'apport d'un kilogramme du composé considéré sur le nombre de mole de biomasse créées par un kilogramme de phosphate. On suppose que seuls les composés azotés et phosphorés participent au phénomène.

La contribution à l'acidification de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

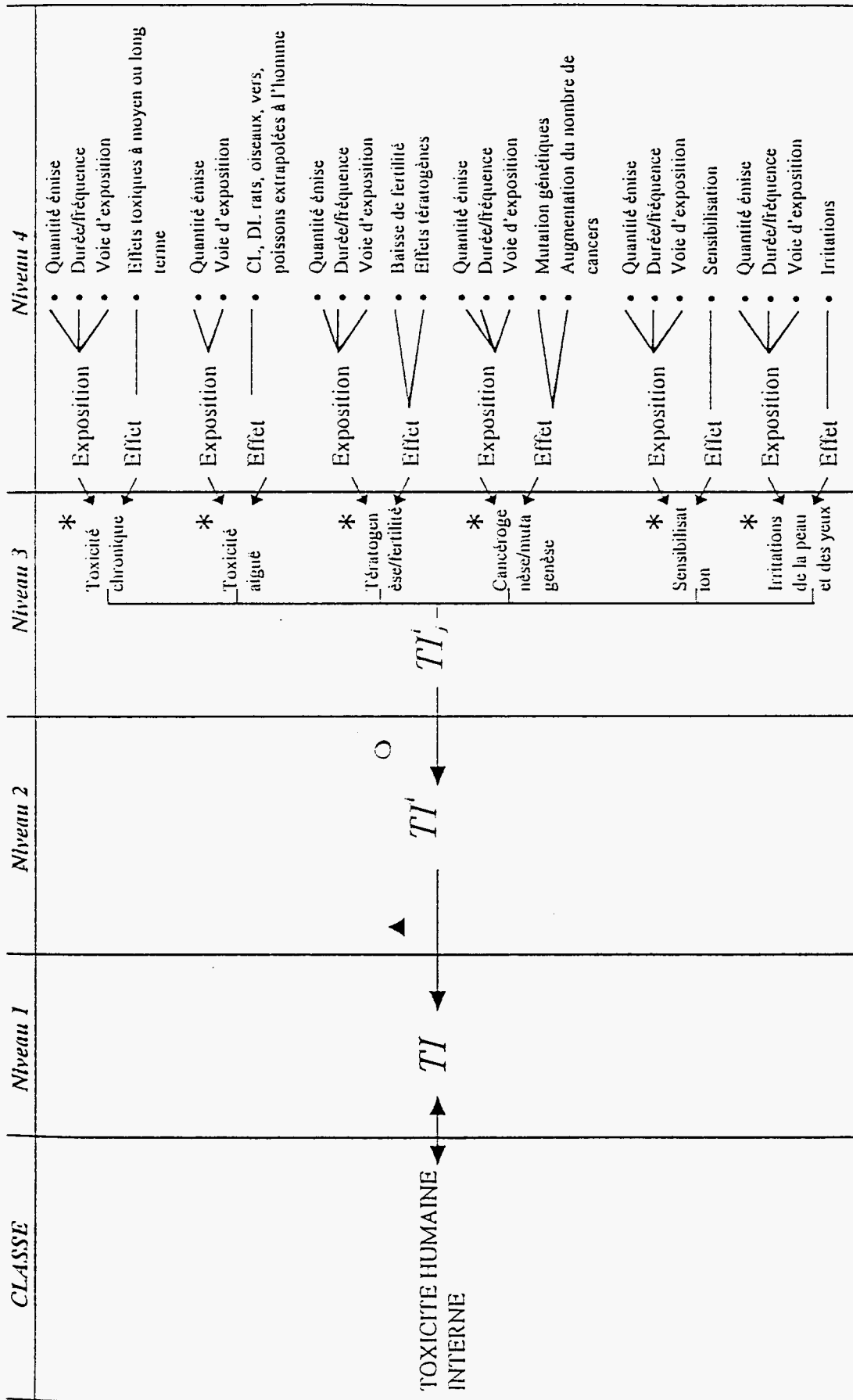
$$E = \sum_{i,j} E_j^i \text{ en kg équivalent phosphate}$$

◆ **Pollution thermique**

Le CML propose un indicateur : $P = \sum_{i,j} P_j^i = \sum_{i,j} E_{j\text{water}}^i$

où $E_{j\text{water}}^i$ désigne la quantité de chaleur dégagée dans l'eau en MJ.

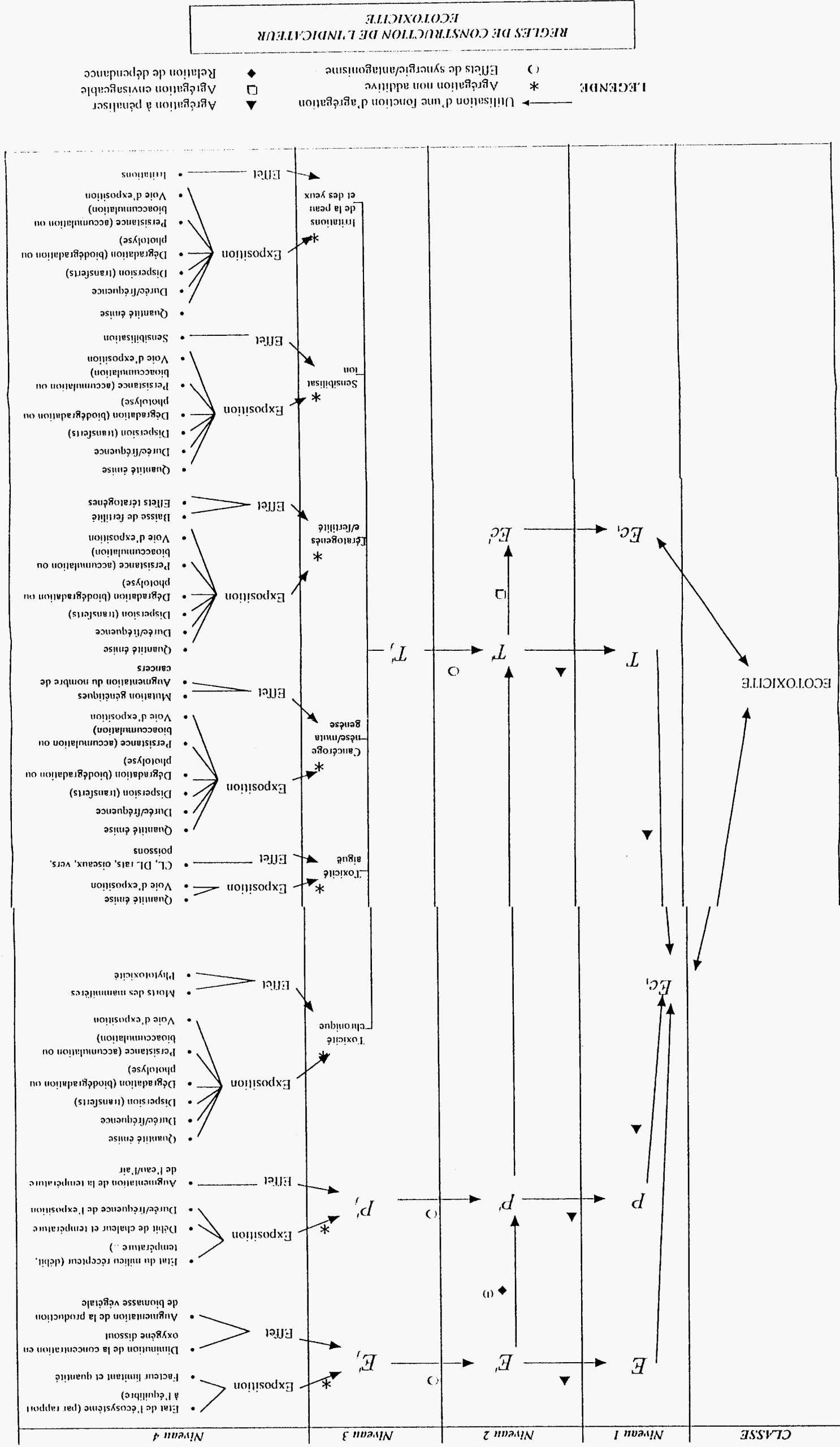
L'INSA a développé un nouvel indicateur qui n'a pas encore été publié.



—▲— Utilisation d'une fonction d'agrégation
 * Agrégation non additive
 ▲ Agrégation à pénaliser
 ○ Effets de synergie/antagonisme

LEGENDE

Règles de construction de l'impact toxicité humaine interne



◆ Toxicités (homme, faune et flore)

Nous citons dans cette rubrique les indicateurs de toxicité humaine et d'écotoxicité.

1) Volume critique pour l'air :

La contribution à l'impact toxicités d'une substance j émise par le sous-système i est donnée par la formule :

$$Vc_{air_j}^i = \frac{m_j}{norme_j}$$

La norme peut correspondre aux concentrations maximales d'émission à charges constantes (normes MIC).

La contribution à l'impact toxicités de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$T1 = \sum_{i,j} Vc_{air_j}^i \text{ unité : m}^3$$

2) Volume critique pour l'eau :

L'impact toxique d'une substance j émise par le sous-système i est donnée par la formule :

$$Vc_{eau_j}^i = \frac{m_j}{norme_j}$$

La contribution à l'impact toxicités de l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$T2 = \sum_{i,j} Vc_{eau_j}^i \text{ unité : m}^3$$

3) Agrégation des quantités de substances chimiques toxiques :

$$T3 = \sum_{i,j} m_j^* \text{ unité : kg}$$

où m_j^* désigne une substance toxique présente sur une liste prédéfinie de substances dangereuses.

4) La méthode provisoire du CML :

L'impact toxique d'une substance j émise par le sous-système i est donnée par la formule :

$$Human\ toxicity_j^i = m_{a,j} \times HCA_j^i + m_{w,j} \times HCW_j^i + m_{s,j} \times HCS_j^i$$

où $m_{a,j}$, $m_{w,j}$, et $m_{s,j}$ représentent respectivement les quantités de substances émises dans l'air, l'eau et le sol. Les facteurs de pondération HCA, HCW et HCS sont des données disponibles établies par le CML. Les formules sont définies à partir du modèle de Macay.

La contribution à la toxicité humaine sur l'ensemble du cycle de vie est donnée par :

$$T4 = \sum_{i,j} \text{Human toxicity}_j^i \text{ unité : kg}$$

5) La méthode INSA :

Le potentiel écotoxique d'une substance j est donné par :

$$P_j = (Ex_j)^\alpha \times (Ef_j)^\beta \text{ avec } \alpha + \beta = 1$$

où Ex désigne le facteur d'exposition (dépend de la quantité rejetée, de la dégradation de la substance et de sa persistance) et Ef le facteur d'effet (mutagenèse, tératogenèse, toxicité aiguë, écotoxicité aiguë, toxicités chronique, subchronique et subaiguë, croissance végétale, accumulation, sensibilisation, irritation de la peau et des yeux).

Afin d'éviter le phénomène de compensation (un potentiel élevé d'une substance est compensé par un potentiel faible d'une autre substance), il est proposé de caractériser le potentiel écotoxique d'un effluent à partir des quatre paramètres suivants :

- pmax : le plus grand potentiel écotoxique des substances de l'effluent,
- pmédian : médiane des potentiels écotoxiques des substances de l'effluent,
- pmoyen : moyenne arithmétique des potentiels écotoxiques des substances de l'effluent,
- n : nombre de substances composant l'effluent.

Chacun de ces paramètres se voit attribuer arbitrairement un facteur de pondération (respectivement 0,5 - 0,3 - 0,1 et 0,1).

6) Méthode des écopoints : chacune des charges de l'inventaire est transformée en éco-point, unité commune à toutes les charges, au moyen d'un facteur de conversion appelé éco-facteur. L'écofacteur est calculé de la manière suivante :

$$EF_j = \frac{F_j}{Fk_j} \times \frac{1}{Fk_j} \times C$$

- où :
- F : contrainte effectivement exercée sur l'environnement (en g, m³ ...)
 - Fk : charge maximale admissible (en unités physiques par an)
 - C : constante de conversion

Le quotient F/Fk exprime le fait que l'on pondère un rejet en fonction du rapport entre la contrainte réelle effectivement exercée sur le secteur écologique considéré et la charge totale admissible pour ce même secteur. Les auteurs justifient le choix d'une fonction linéaire par le fait qu'ils supposent la relation dose-effet linéaire.

Le quotient 1/Fk exprime le fait que les quantités émises doivent toujours être rapportées à la charge maximale admissible pour la zone considérée. Ceci permet de donner une pondération plus grande aux substances qui ont un effet important à faible dose. [MARION, J.-Y., VALENDUC, G., 1993]

7) Méthode EPS : Indice des émissions de substances = $\sum_j (F_1 \times F_2 \times F_3 \times F_4 \times F_5)_j \times F_6$

- où :
- F1=possibilité et coût pour éviter l'effet j du polluant
 - F2=intensité et fréquence d'apparition de l'effet j
 - F3=distribution géographique du problème
 - F4=durée de l'effet j
 - F5=contribution à l'effet j par l'émission de 1 kg de polluant
 - F6=facilité et coût associés à l'élimination de l'émission de ce polluant.
- L'indice associé à chaque flux est multiplié par la quantité émise.

8) Méthode BIO 2 :

Chaque flux de l'inventaire est évalué au moyen d'un indicateur de pression appelé Facteur de pression. Ce facteur de pression, qui exprime la pression exercée sur l'état dynamique des flux de l'environnement dans une région spécifique et pendant un laps de temps défini, se calcule à partir de la relation entre flux total et flux maximal admissible dans cette région. Les facteurs de pression sont calculés pour chaque flux spécifique selon la formule :

$$f_{i(R,T)} = \left(\frac{1}{F_{ki}} \right)_{(R,T)} \times \left(\frac{F_i}{F_{ki}} \right)_{(R,T)}$$

avec : f_i : facteur de pression pour le flux associé à la substance i
 F_{ki} : flux critique de i dans l'état de référence
 F_i : flux actuel de i
 R : délimitation de l'espace de référence
 T : délimitation du périmètre temporel de référence

La multiplication de la charge écologique (quantité d'émission ou de consommation) par le facteur de pression spécifique du flux considéré est exprimé en poids de pression écologique, en abrégé *écopression* :

$$P_i = f_i \times \text{quantité émise ou consommée de } i$$

et

$$P = \sum_i P_i = \text{écopression de l'UF étudiée}$$

Afin de tenir compte des différentes logiques d'acteurs, il est proposé trois types de valeur pour caractériser F_{ki} :

- valeur de référence n°1 (logique « Etat naturel ») : $F_{ki} = F_{ni}$, avec F_{ni} = flux naturels de la substance i dans l'écosphère durant la période T de référence. Ainsi l'état de l'environnement de référence est l'état original de l'environnement sans aucun flux d'origine anthropogène. La fonction de dommage évaluée est la pression exercée par unité fonctionnelle sur les processus régulatoires naturels de l'écosphère ; c'est une distance par rapport à l'état naturel ou sauvage de l'environnement.

- Valeur de référence n°2 (logique « Etat actuel ») : $F_{ki} = F_i$, avec F_i = flux actuels de la substance i dans la région R de référence et durant la période T de référence. Ainsi, la fonction de dommage évaluée est la contribution relative de l'unité fonctionnelle à la pression actuelle exercée par les activités économiques sur les critères de répartition des flux de matière et d'énergie ; c'est une distance par rapport à l'état actuel de l'environnement.

- Valeur de référence n°3 (logique « Etat visé ») : F_{ki} = valeur cible pour le flux i , cette valeur étant définie dans le cadre des politiques publiques de l'environnement aux niveaux national et/ou international (NB : il ne s'agit pas de valeurs réglementaires actuelles mais des objectifs visés). Ainsi la fonction de dommage évaluée est la contribution relative de l'unité fonctionnelle au dépassement actuel de la pression exercée par les activités économiques par rapport aux objectifs visés ; c'est une distance par rapport à l'état souhaité de l'environnement.

γ) Validité scientifique :

Exhaustivité :

INDICATEUR	MÉTHODES	NOTE D'EXHAUSTIVITÉ SUR 100
E_j^i (nutrification)	CML	25
P_j^i aquatic heat	CML	25
$Vc_{air_j}^i$	Vol. C.	12
$Vc_{eau_j}^i$	Vol. C.	12
T3		6
<i>Human toxicity</i> _j ⁱ	CML	25
Pj (Potentiel écotoxique)	INSA	100
Efj	Ecopoint	17
Charge environnementale	EPS	32

Ecotoxicité, exhaustivité

Bien-fondé scientifique :

Pour les impacts toxicologiques et écotoxicologiques, le barème de notation de l'agrégation des facteurs d'effet et d'exposition présente une légère différence. Pour les autres impacts, la note de 100/100 était attribuée, que l'agrégation soit effectuée avec ou sans pondération. Or, selon les toxicologues, l'agrégation des facteurs d'exposition et d'effet pour les indicateurs toxicologie et écotoxicologie doit satisfaire deux exigences : être multiplicative et accorder une importance relative aux deux facteurs. Aussi la note de 100/100 ne sera attribuée que dans ce cas précis . Cependant, si elle est multiplicative, sans pondération, l'indicateur obtiendra la note de 50/100.

INDICATEURS	α	β	γ	δ	NOTE SUR 100
Ac_j^i (acidification)	100	100	75	100	94
E_j^i (nutrification)	100	100	75	100	94
P_j^i aquatic heat	50	50	-	0	33
$Vc_{air_j}^i$	100	50	75	50	69
$Vc_{eau_j}^i$	100	50	75	50	69
T3	50	-	75	0	42
<i>Human toxicity</i> _j ⁱ	100	50	75	50	69
Pj (Potentiel écotoxique)	100	100	100	100	100
Efj	100	100	100	50	87
Charge environnementale	100	100	100	50	87
Ecopression	100	100	100	50	87

Ecotoxicité, bien-fondé scientifique

Type d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilla n	NOH	BIO 2	BMW
Ecotoxicité										
<i>Eutrophisation</i>	-	-	50	50	50	-	50	50	-	-
<i>Pollution thermique</i>	-	-	-	50	-	-	-	-	-	-
<i>Toxicités</i>	50	75	50	50	50	75	-	50	50	-

δ) Faisabilité

Accessibilité :

INDICATEUR	NOTE D'ACCESSIBILITE SUR 100
E_j^i (nutrification)	50
P_j^i aquatic heat	100
$Vc_{air_j}^i$	50
$Vc_{eau_j}^i$	50
T3	100
<i>Human toxicity</i> _j ⁱ	50
Pj (Potentiel écotoxique)	8
Efj	33
Charge environnementale	14
Ecopression	33

Ecotoxicité, accessibilité

ε) Exploitabilité

Transparence :

INDICATEUR	UNITE	NOTE 1	NOTE 2	NOTE DE TRANSPARENCE SUR 100
E_j^i (nutrification)	kg	100	100	100
P_j^i aquatic heat	MJ	100	100	100
$Vc_{air_j}^i$	m ³	100	100	100
$Vc_{eau_j}^i$	m ³	100	100	100
T3	kg	100	0	50
<i>Human toxicity</i> _j ⁱ	kg	100	100	100
Pj (Potentiel écotoxique)	sans	100	100	50
Efj	sans	100	100	100
Charge environnementale	sans	100	0	50
Ecopression	sans	100	100	100

Ecotoxicité, transparence

Haut niveau d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilan	NOH	BIO 2	BMW
<i>Ecotoxicité</i>	100	100	50	50	50	100	100	50	100	-

g) NUISANCES

α) **Présentation de l'arbre de construction de l'impact et de son agrégation**
Voir figure 12 page suivante.

β) **Indicateur(s) recensé(s) et moyen d'agrégation**

◆ **Bruit**

Le CML propose d'agréger les bruits : $Noise = G$, où G est la production sonore, en Pa².s.

◆ **Odeur**

Le CML propose l'indicateur suivant:

La contribution d'une substance j d'un sous-système j est donnée par la formule :

$$Od_j^i = \text{malodorous air}_j^i = \frac{m_j}{OTV_j^i}$$

où OTV représente la valeur seuil de tolérance à l'odeur définie au paragraphe III.2.1.

◆ **Impact visuel** : il n'existe aucun indicateur disponible aujourd'hui.

γ) **Validité scientifique**

Exhaustivité :

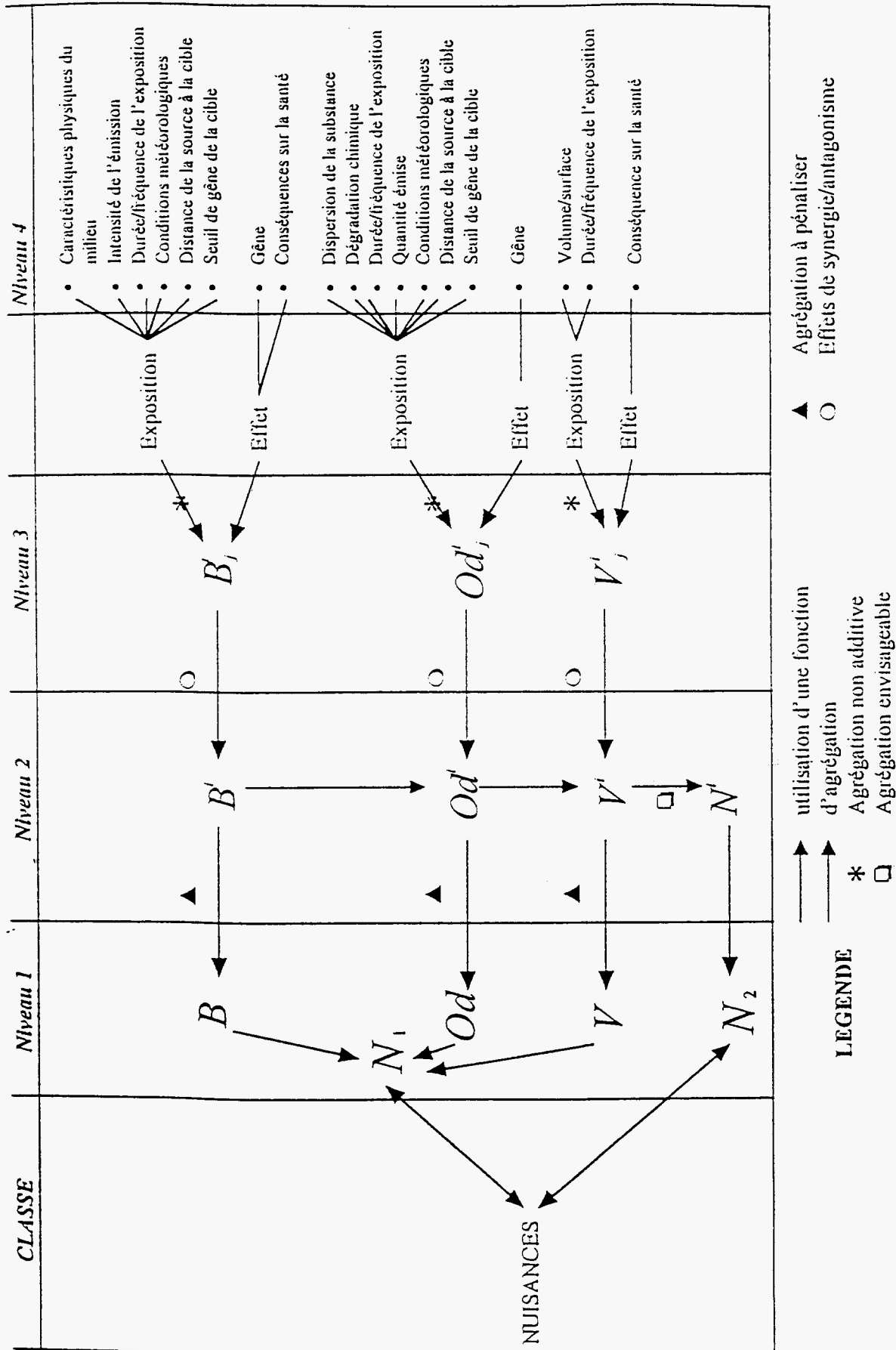
INDICATEUR	MÉTHODES	NOTE D'EXHAUSTIVITÉ SUR 100
"Noise"	CML	13
" Od_j^i (Malodorous air) "	CML	37

Nuisances, exhaustivité

Bien-fondé scientifique :

INDICATEURS	α	β	γ	δ	NOTE SUR 100
"Noise"	50	50	-	0	33
" Od_j^i (malodorous air) "	100	50	75	100	81

Nuisances, bien-fondé scientifique



Règles de construction de l'impact nuisances

Type d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobila n	NOH	BMW
<i>Nuisances</i>									
<i>Bruit</i>	-	-	50	50	-	-	-	-	-
<i>Odeur</i>	-	-	50	50	-	-	-	-	-
<i>Impact visuel</i>	-	75	-	25	-	-	-	-	-

δ) Faisabilité

Accessibilité :

INDICATEUR	NOTE D'ACCESSIBILITÉ SUR 100
"Noise"	100
" <i>Od_jⁱ</i> (malodorous air) "	50

Nuisances, accessibilité

ε) Exploitabilité

Transparence :

INDICATEUR	UNITE	NOTE 1	NOTE 2	NOTE DE TRANSPARENCE SUR 100
"Noise"	Pa ² .s	0	100	50
" <i>Od_jⁱ</i> (malodorous air) "	m ³	100	100	100

Nuisances, transparence

Haut niveau d'agrégation :

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobila n	NOH	BMW
<i>Nuisances</i>	-	-	100	50	-	-	-	-	-

C- SYNTHÈSE DES RESULTATS

INDICATEUR	EXHAUSTIVITE	BIEN-FONDÉ SCIENTIFIQUE	ACCESSIBILITÉ	TRANSPARENCE
Effet de serre (S_j^i)	100	100	50	100
Destruction de l'ozone (Oz_j^i)	66	100	50	100
R1	66	62	50	100
R2	66	75	33	50
$R3_{nonrenouvelable}$	66	75	33	50
$R3_{renouvelable}$	100	100	25	50
R4' (biotic depletion)	100	100	33	50
R5 (perte de matières premières)	100	100	66	100
R6 (ressource depletion)	66	62	50	50
R7	33	25	100	100
R8	33	25	100	100
R9 (EPS)	66	87	25	20
Ac_j^i (acidification)	31	94	50	50
E_j^i (nutrification)	25	94	50	100
P_j^i aquatic heat	25	33	100	100
Vc_{airj}^i	12	69	50	100
Vc_{eauj}^i	12	69	50	100
T3	6	42	100	50
$Human\ toxicity_j^i$	25	69	50	100
Pj (Potentiel écotoxique)	100	100	8	50
Noise	13	33	100	50
Od_j^i (malodorous air)	37	81	50	100
Efj	17	87	33	100
Charge environnementale	32	87	14	50
Ecopression	17	87	33	100

Evaluation des indicateurs d'impact

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilla n	NOH	BIO 1	BIO 2	BMW
1	-	-	62	62	62	75	62	62	-	-	75
2	-	-	62	62	62	75	62	62	-	-	-
3	-	75	50	50	-	75	-	-	50	50	75
4	-	-	50	50	50	-	50	50	-	-	-
5	-	75	-	25	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	50	50	50	-	50	50	-	-	-
	-	-	-	50	-	-	-	-	-	-	-
	50	75	50	50	50	75	-	50	-	50	-
7	-	-	50	50	-	-	-	-	-	-	-
	-	-	50	50	-	-	-	-	-	-	-
	-	75	-	25	-	-	-	-	-	-	-

Evaluation du type d'agrégation des indicateurs d'impact

	Vol. C.	EPS	VNCI	CML	IVL	INSA	Ecobilla n	NOH	BIO1	BIO 2	BMW
1	-	-	100	100	100	100	100	100	-	-	100
2	-	-	100	100	100	100	100	100	-	-	100
3	-	100	100	50	-	50	-	-	50	100	100
4	-	-	100	100	100	-	100	100	-	-	-
5	-	100	100	0	-	-	-	-	-	-	-
6	100	100	50	50	50	100	100	50	-	100	-
7	-	-	100	50	-	-	-	-	-	-	-

Exploitabilité de l'agrégation des impacts

- avec :
- 1 : effet de serre
 - 2 : dégradation de la couche d'ozone stratosphérique
 - 3 : épuisement des réserves
 - 4 : acidification
 - 5 : toxicité humaine interne
 - 6 : écotoxicité
 - eutrophisation
 - pollution thermique
 - toxicités
 - 7 : nuisances
 - bruit
 - odeur
 - Impact visuel

VI.2.4 EVALUATION

A - RÈGLES GÉNÉRALES DE L'ÉVALUATION

a) Introduction

Après avoir évalué la contribution des flux de l'inventaire aux différents impacts environnementaux, la problématique est la suivante. Soit deux systèmes Σ et Σ' . Nous voulons comparer la performance environnementale de Σ et Σ' au regard de deux indicateurs I et J, sachant que I est favorable à Σ et J est favorable à Σ' . La question est de savoir comment répartir ces deux systèmes.

Ce genre de problème est inévitable lors d'une prise de décision. Il devient vite complexe lorsque indicateurs et systèmes se multiplient.

L'objet de l'étape d'évaluation est donc d'explicitier les résultats de l'analyse d'impacts sous une forme suffisamment synthétique (tout en perdant le moins possible d'information). Il s'agit de traduire les résultats de l'ACV en paramètres décisionnels.

L'un des aspects les plus délicats est la détermination de l'importance relative de chaque classe d'impacts. Nous verrons que plusieurs approches peuvent être adoptées pour définir ces coefficients de pondération.

b) La définition des coefficients de pondération

Le but est de répondre à ce besoin de synthèse tout en accordant à chaque indicateur l'importance qui lui est dû. Il est pour cela possible :

- soit de tenir compte de l'opinion publique ; ce sont alors les résultats de sondages qui permettent d'établir une hiérarchie entre les différents impacts et d'attribuer une valeur à chaque coefficient. On ne rend donc pas compte ici objectivement de l'ampleur supposée de chacun des impacts. La part de subjectivité est maximale dans ce cas.
- soit de tenir compte de l'état biophysicochimique des milieux récepteurs. L'importance relative de chaque classe d'impacts est alors déterminée de manière scientifique. Une part de subjectivité subsiste cependant, liée à la façon dont on choisit d'agir sur l'état du milieu. Deux possibilités se présentent : soit l'on choisit de préserver les milieux naturels non pollués sans trop se préoccuper des milieux déjà pollués, soit l'on tente de limiter la pollution des milieux déjà endommagés, quitte à polluer légèrement les milieux intacts. La question se pose simplement en ces termes : doit-on concentrer ou diluer la pollution ? Dans le premier cas, un risque apparaît de voir dépasser dans le milieu des seuils de dommages irréversibles. La pollution, localisée, est cependant contrôlée. Dans le deuxième cas, celui de la dilution, les milieux n'atteindront pas nécessairement des seuils de dommage élevés, si la quantité de pollution n'excède pas la capacité d'auto-épuration. Quoi qu'il en soit, le choix reste subjectif, dans la mesure où nous ne sommes pas aujourd'hui capables d'accorder, sur des bases purement scientifiques, la préférence à l'une ou l'autre de ces alternatives.
- soit grâce à une approche économique : les coefficients de pondération sont établis sur la base du coût sociétal de la pollution. Là encore subsiste une grande part de subjectivité.

Ainsi, quelle que soit la méthode adoptée, il s'avère que la subjectivité est inhérente à cette étape d'évaluation. L'important reste cependant de pouvoir identifier clairement la part de subjectivité et la part d'objectivité. Le but du prestataire étant de fournir à l'industriel, au pouvoir public, un maximum d'informations utilisables dans le processus de décision, la solution adéquate semble être la suivante : dans un premier temps, le réalisateur de l'ACV met à la disposition du décideur les données concernant ces trois types d'approches. Dans un deuxième temps, le décideur pose clairement et de façon transparente, les éléments qui constituent les fondements de sa prise de décision.

Remarque : la notion de sensibilité paramétrique.

Les coefficients de pondération constituent un ensemble de paramètres qui influent sur le résultat final de l'ACV. Or, il serait possible d'avoir recours à un outil purement mathématique, non pas pour attribuer une valeur à ces coefficients, mais pour mettre en évidence ceux qui influent le plus sur ce résultat. Cet outil mathématique est l'analyse de sensibilité paramétrique.

Le principe est d'étudier l'amplitude de la variation Δy du résultat en fonction de l'amplitude de variation Δx des paramètres d'entrée. La sensibilité est donnée par : $\frac{\Delta y}{\Delta x}$.

Dans notre cas, il s'agit de faire varier chacun des coefficient de pondération dans une plage de valeurs donnée et d'étudier l'incidence sur le résultat (note globale, surclassement...). La méthode serait donc la suivante : faire varier de 0 à n (à définir) le coefficient de pondération d'un impact I, les autres étant fixés à 1. On détermine alors l'amplitude du résultat. Cela permettrait au prestataire de dégager les paramètres les plus sensibles, et de leur attribuer une valeur en conséquence.

Il est évident qu'une telle approche ne peut constituer à elle seule un outil d'élaboration des facteurs de pondération. Elle devra être couplée à d'autres méthodes.

c) Une réponse appropriée à ce besoin de synthèse : l'analyse multicritère

Soulignons d'abord que « résoudre un problème de décision multicritère d'environnement ne consiste pas à rechercher un optimum unique, car dans ce domaine, il existe plusieurs optima qui sont des compromis. » [ROUSSEAU, 1993]

L'analyse multicritère est fondée sur les considérations suivantes [ROUSSEAU, 1993] :

- plusieurs critères sont pris en compte et ils sont en général conflictuels pour les décideurs ;
- l'analyse multicritère tend à réaliser des arbitrages, à faire se succéder des compromis et non pas à atteindre un optimum.

« Il apparaît donc bien que l'analyse multicritère permet de passer de critères multiples à des préférences globales et d'élaborer des éléments de réponse aux problèmes auxquels nous sommes confrontés. »

L'emploi d'une méthode d'analyse multicritère implique de satisfaire trois exigences :

- une exigence d'exhaustivité qui consiste à vérifier que tous les arguments intervenant dans le choix des solutions sont bien représentés au travers des critères sélectionnés.
- une exigence de cohésion qui stipule qu'une légère modification de la performance d'une action par rapport à une autre au regard d'un des critères ne devrait pas changer le résultat global de la comparaison. Cette exigence de cohésion n'est pas satisfaite en cas d'interdépendance de plusieurs critères.
- une exigence de non-redondance qui consiste à éliminer les critères superflus.

On distingue généralement trois familles de méthodes :

- méthode d'**agrégation locale** : qui alternent étapes de calculs et étapes de dialogues. Par exemple, le tracé d'une autoroute nécessite au préalable des négociations avec les riverains. Elles ne répondent pas à notre besoin en ce sens qu'elles sont trop réduites à leur objet.
- méthode d'**agrégation globale** : ce type d'analyse agrège tous les points de vue : elle regroupe l'ensemble des indicateurs en une évaluation unique. Cette méthode s'apparente à une démarche monocritère. Il s'agit d'une méthode compensatoire. De façon intuitive, l'aspect compensatoire traduit le fait qu'une bonne évaluation d'un critère compense une mauvaise

évaluation d'un autre critère. Il est évident que, en ce qui nous concerne, un impact écologique grave ne peut en aucun cas être compensé par un impact anodin dans un autre écosystème.

- **méthode d'agrégation partielle** : qui compare les systèmes deux à deux dans le but de dresser des relations de surclassement entre eux. Ces relations sont définies par ROY de la façon suivante : « Une relation de surclassement est une relation binaire S définie dans l'ensemble A des actions, telle que $a S b$ si, étant donné ce que l'on sait des préférences du décideur et étant donnée la qualité des évaluations des actions et la nature du problème, il y a suffisamment d'arguments pour admettre que a (action surclassante) est au moins aussi bonne que b (action surclassée), sans qu'il n'y ait de raison importante de refuser cette affirmation. »

Cette partie a pour objet de juger les différentes méthodes d'évaluation existantes au regard de nos trois familles de critères (validité scientifique, faisabilité, exploitabilité). Il est important que la méthode testée ne soit pas compensatoire. Nous veillerons ensuite au fort niveau d'agrégation de la méthode testée.

PRÉSENTATION DES MÉTHODES EXISTANTES

Comme nous avons pu l'observer dans la partie II, seules 9 méthodes proposent une technique d'évaluation

- **La méthode INSA : Electre IS**

Electre IS est une méthode d'agrégation partielle, non compensatoire, qui a pour objectif d'aider à comparer les actions (ici des systèmes) en vue du choix de la meilleure action (procédure α).

- **La méthode CML : somme pondérée**

Les auteurs proposent quatre approches pour réaliser l'évaluation. Seule l'"analyse multicritère quantitative" est détaillée. Il s'agit en fait d'une simple somme pondérée (donc d'une méthode d'agrégation globale).

Soit m valeurs d'indicateurs d'impacts I_i ($i = 1, 2, \dots, m$) et m facteurs de pondération μ_i ($i = 1, 2, \dots, m$).

Le résultat global est donné par :

$$M = \sum_{i=1}^m \mu_i \times I_i$$

- **La méthode NOH : somme pondérée**

Le principe est le même que précédemment. Seule la définition des coefficients de pondération varie.

- **La méthode BMW : somme pondérée**

Là encore le principe est le même. Les coefficients de pondération sont égaux à 1.

- **Les méthodes à évaluation directe : addition**

Dans la méthode EPS, les valeurs de charges environnementales (ELU) sont additionnées pour obtenir un score final unique. De même dans la méthode des Ecopoints.

- **La méthode BIO 1**

Dans un premier temps, chaque indicateur est normalisé sur une échelle sans dimension comprise entre 0 et 1 : pour cela une distance mathématique est créée lors de la comparaison d'un scénario avec un scénario de référence. Cette distance est définie par la fonction $d(X,R)$ pour tout indicateur IND :

$$d(X, R) = (IND_X - IND_R) / (IND_X + IND_R)$$

Lors de la comparaison entre un scénario X et un scénario R deux indices peuvent être produits :

$$INDICE(X \geq R) = \sum d(X, R) > 0$$

$$INDICE(R \geq X) = \sum d(X, R) < 0$$

Il est alors possible de positionner le résultat de toute comparaison entre deux scénarios sur une même carte des positions ACV définies à l'aide des deux axes précédents.

• **La méthode BIO 2**

Trois familles d'indicateurs sont produites, chaque famille correspondant au choix d'un état de référence donné, c'est-à-dire au choix d'une logique d'acteur (l'écologiste, le minimaliste et le politique).

Lors de la comparaison entre un scénario X et un scénario R, trois indices synthétiques sont finalement produits :

Indice (R>X) : agrège tous les résultats en faveur de X

Indice (X>R) : agrège tous les résultats en faveur de R

Indice (X=R) : agrège tous les écarts non significatifs entre X et R.

B- EVALUATION DE L'ÉTAPE DE COMPARAISON

a / Validité scientifique

• **Aspect compensatoire**

Définition : l'aspect compensatoire traduit le fait qu'une bonne évaluation d'un critère compense une mauvaise évaluation dans un autre critère. Le modèle additif est l'exemple type d'une méthode fortement compensatoire.

Méthode d'évaluation : nous proposons simplement de répondre à la question suivante : la méthode testée présente elle un fort aspect compensatoire ? Si tel est le cas, la note minimale de 0/100 est attribuée. Sinon, on lui attribue la note de 100/100.

Application :

MÉTHODE	NOTE SUR 100
INSA	100
CML	0
NOH	0
BMW	0
EPS	0
Ecopoint	0
BIO 1	100
BIO 2	100

Evaluation, notes d'aspect compensatoire

b / Faisabilité

• **Possibilité de programmation**

Définition : ce critère vise à évaluer la compatibilité de la méthode avec l'outil informatique.

Méthode d'évaluation : nous proposons de répondre à la question : existe-t-il un algorithme de programmation ou un logiciel ? Si tel est le cas, la méthode obtiendra la note de 100/100. Sinon, la note de 0/100 lui sera attribuée.

Application :

Toutes les méthodes obtiennent la note de 100/100.

- **précision (transparence)**

Définition : ce critère vise à évaluer si les processus opératoires sont clairement explicités à chaque étape du processus opératoire.

Méthode d'évaluation : la note sera fonction de la réponse à la question : la méthode détaille-t-elle les processus opératoires à chaque étape du raisonnement ? Si oui la note sera de 100/100, de 0/100 sinon.

Application :

MÉTHODE	NOTE SUR 100
INSA	100
CML	100
NOH	100
BMW	100
EPS	100
Ecopoint	100
BIO 1	100
BIO 2	100

Evaluation, notes de transparence

c / Exploitabilité

- **fort niveau d'agrégation**

Définition : le but de l'analyse multicritère est d'obtenir une évaluation de la charge environnementale globale du cycle de vie étudié. Du point de vue de l'exploitabilité (par le décideur), l'agrégation de tous les résultats en une seule note globale ou en une préférence globale d'un système sur un autre constitue le cas idéal.

Méthode d'évaluation : la note sera liée au nombre final de note obtenue :

NOMBRE DE NOTE(S)	NOTE SUR 100
$N = 1$	100
$1 < N \leq 3$	50
$N > 3$	0

Fort niveau d'agrégation, barème

Application :

MÉTHODE	NOTE SUR 100
INSA	100
CML	100
NOH	100
BMW	100
EPS	100
Ecopoint	100
BIO 1	100
BIO 2	100

Evaluation, notes de fort niveau d'agrégation

• Multifonctionnalité

Définition : ce critère vise à déterminer dans quelle mesure les résultats de la méthode peuvent être utilisés pour répondre aux différents objectifs suivants :

- aider à choisir la (ou les) meilleure(s) action(s) (procédure α de sélection),
- aider à trier les actions suivant des normes préétablies (procédure β de tri pour séparer les bonnes actions des moins bonnes),
- aider à ranger les actions selon un ordre de préférence décroissante (procédure γ de classement).

Méthode d'évaluation : le résultat sera lié aux nombres de procédures autorisées par la méthode.

NOMBRE DE PROCÉDURES PERMISES	NOTE SUR 100
3	100
2	66
1	33
0	0

Multifonctionnalité, barème

Application :

METHODE	NOTE SUR 100
INSA	100
CML	100
NOH	100
BMW	100
EPS	100
Ecopoint	100
BIO 1	100
BIO 2	100

Evaluation, notes de multifonctionnalité

C- SYNTHÈSE

Au regard des résultats, un constat simple s'impose :

- si l'on accorde plus d'importance à la validité scientifique (il s'agit en fait ici de mesurer l'adéquation des méthodes testées avec le domaine environnementale), ce sont les méthodes Electre IS et BIO qui s'avèrent les plus performantes, car elles seules ne sont pas compensatoires.
- en revanche, si l'on accorde plus d'importance à la prise de décision, les résultats sont plus mitigés. Or, comme nous l'avons déjà souligné auparavant, il est dangereux pour le décideur de s'appuyer sur des résultats qui ne sont pas scientifiquement pertinents. Ainsi, l'aspect compensatoire devrait être considéré comme un veto.

VI.2.5 CONCLUSION

L'objectif de ce travail était d'effectuer une analyse multicritère d'une étape bien particulière de l'Analyse de Cycle de Vie : l'analyse d'impacts. Pour ce faire, nous avons construit un ensemble de critères dont la finalité est l'évaluation de la validité scientifique, de la faisabilité et de l'exploitabilité de l'étape en question.

Cette évaluation se devait notamment d'être applicable à tout type de méthode. Or, le contexte de l'étude (diversité d'approches de structures et de solutions, lacunes méthodologiques) a rendu cette tâche difficile.

Notre souci majeur a été l'objectivité : prendre du recul par rapport à l'existant (en particulier par rapport à l'approche développée au sein du LAEPSI par P. Rousseaux). Malgré nos efforts, il semble que nous ne sommes pas toujours arrivés à nos fins : l'analyse de la phase de classification pourrait être critiquée à cet égard.

La démarche adoptée pour juger les indicateurs d'impacts environnementaux présente des intérêts divers :

- les modèles de référence (arbres de construction des indicateurs d'impacts) se fondent sur l'état des connaissances scientifiques actuelles des mécanismes de dommages sur l'environnement.
- les résultats obtenus montrent que de nombreuses lacunes subsistent. Ainsi nous avons pu démontrer que toute référence à une norme est à proscrire ; que la prise en compte des effets de synergie et d'antagonisme n'est possible qu'en appliquant une agrégation verticale.

En ce qui concerne la phase d'évaluation, force est de constater que des développements futurs sont indispensables. L'intégration des techniques d'analyse multicritère semble être une réponse adaptée à ce besoin de synthèse caractéristique de cette étape de l'ACV.

Nous avons également tenté de mettre en évidence les difficultés majeures de l'analyse d'impacts :

- l'incertitude, d'abord, inhérente à cette étape dès lors que l'on franchit les limites du système étudié. Le problème principal réside dans notre incapacité à quantifier cette incertitude.
- la complexité des mécanismes d'impacts ensuite : paramètres d'exposition et d'effet sont si nombreux qu'il est extrêmement difficile de tous les prendre en compte.
- enfin , la difficulté d'agréger correctement les impacts au sein d'une même classe.

Le contenu de ce rapport doit évoluer : il est possible d'appliquer nos critères à de nouveaux indicateurs au fur et à mesure de leur apparition. Une amélioration est possible pour la phase de classification : une application plus précise de la théorie de la systémique devrait permettre d'affiner les résultats.

En conclusion, les trois phases de l'analyse d'impacts : classification, caractérisation et évaluation sont les plus délicates à réaliser. Cette étude met notamment en exergue le besoin de développer de nouveaux modèles de mécanismes d'impacts qui permettront d'améliorer sa fiabilité. La mise au point d'une méthodologie adaptée constitue aujourd'hui l'un des axes majeurs de recherche en matière d'ACV. Le présent travail n'est qu'une modeste contribution à cette tâche : l'analyse de l'existant a permis de mettre en évidence les points les plus sensibles.

CHAPITRE VII : RECOMMANDATIONS METHODOLOGIQUES

VII.1- AXES DE REFLEXIONS

1 - LES QUESTIONS POSEES PAR LE DOMAINE D'APPLICATION DES ACV

• **Doit-on parler d'outil ACV ou bien d'approche ACV ou de famille d'outils ACV ?**

- le cadre de réflexion : il s'agit d'améliorer la visibilité, tout en respectant autant que possible le cadre terminologique actuel (AFNOR, ISO);

- conclusion : **il est préférable de parler d'une APPROCHE ACV, cette approche devant permettre d'élaborer une batterie d'outils d'aide à la décision, selon le type de décision;**

- recommandation : **il faut construire un cadre terminologique générique;** c'est l'objectif de cette étude. (cf chapitre suivant "proposition de choix méthodologiques majeurs)

2 - LES QUESTIONS POSEES PAR LA DEFINITION DE L'AIDE A LA DECISION

Dans le cas de l'approche ACV, le choix en avenir incertain consiste le plus souvent à prendre deux décisions successives concernant un système :

- une décision d'information visant à rechercher dans quel état se trouve le système;

- une décision d'action visant à agir sur le système en fonction des informations recueillies précédemment.

Recommandation 1 : cadre terminologique proposé pour différencier les approches ACV
--

Si l'on se place du point de vue d'un centre de décision donné, les variables d'entrée peuvent être divisées en deux groupes :

- les variables de commande du décideur considéré,

- les variables externes qui sont des variables de commande d'autres décideurs ou des variables d'environnement.

On peut distinguer 4 fonctions principales aux modèles :

1- une **fonction cognitive** : le modèle sert à représenter les relations qui existent entre variables d'entrée et variables de sortie du système;

2 - une **fonction prévisionnelle** : le modèle sert à prévoir comment évolueront les variables de sortie du système, en fonction de l'évolution probable des variables externes et d'hypothèses de fixation des variables de commande;

3 - une **fonction décisionnelle** : le modèle sert à déterminer comment fixer les variables de commande pour atteindre les objectifs que l'on s'est fixés sur les variables de sortie, compte tenu de l'évolution probable des variables externes;

4 - une **fonction normative** : le modèle sert à représenter les relations souhaitables entre variables d'entrée et de sortie du système.

A ces quatre fonctions primaires, on peut associer d'autres fonctions liées plus profondément à l'utilisation des modèles :

- une *fonction pédagogique* : le modèle sert de support commode et simple à la présentation de phénomènes relativement complexes;
- une *fonction de recherche* : le modèle sert d'appui à une exploration systématique d'un domaine d'analyse;
- une *fonction de concertation* : le modèle sert de terrain sur lequel se confrontent les propositions d'action;
- une *fonction idéologique* : le modèle sert de référence plus ou moins absolue à un discours de propagande.

La nature multi-fonctionnelle des ACV

Un même modèle peut souvent remplir différentes fonctions par rapport à différents systèmes. En particulier, un modèle qui a une fonction cognitive face à un système donné peut, après avoir subi certaines modifications plus ou moins importantes, avoir une fonction normative pour un autre système.

Ex : l'utilisation courante des ACV aujourd'hui dans l'industrie a d'abord une fonction cognitive ou exploratoire, tandis que le même ACV aura une fonction normative s'il est utilisé dans le contexte de l'écolabellisation au niveau européen.

Les modifications qui sont apportées au modèle cognitif pour le transformer en modèle normatif sont obtenues en simulant les effets de ces modifications et en les confrontant aux objectifs poursuivis (fonction prévisionnelle et décisionnelle).

Recommandation terminologique :

"Philosophie" : plutôt que de parler d'ACV comme d'un outil d'aide à la décision, nous proposons de parler plutôt d'outils d'aide à la décision développés selon une approche ACV.

L' ACV n'est pas un outil d'aide à la décision.

L'ACV est une méthodologie dont la finalité est l'intégration de l'évaluation environnementale du cycle de vie dans un processus décisionnel. Les spécifications méthodologiques de l'ACV sont définies en fonction du processus décisionnel.

L'approche ou la méthodologie ACV est un cadre générique pour la construction de plusieurs types d'outils d'aide à la décision.

Recommandation 2 : proposition de critères pour la construction des outils d'aide à la décision

Pour répondre aux fonctions qui lui sont assignées, un outil d'aide à la décision doit satisfaire à diverses qualités qui sont parfois contradictoires :

- sa **fécondité**, c'est-à-dire les possibilités qu'il ouvre, par sa formulation, d'inductions ultérieures sur de nouvelles problématiques;
- sa **falsifiabilité**, c'est-à-dire sa capacité à engendrer des choix qui soient réfutables par l'expérience;
- sa **flexibilité**, c'est-à-dire la possibilité plus ou moins grande qu'il offre de s'adapter à de nouveaux modèles théoriques ou empiriques;
- sa **simplicité**, c'est-à-dire le nombre réduit d'hypothèses et d'étapes de raisonnement qu'il utilise;
- son **exhaustivité**, c'est-à-dire sa capacité à décrire des systèmes nombreux ou un même système sur une longue période, malgré leurs transitions éventuelles.
- la **robustesse**, c'est-à-dire la capacité à fournir des résultats qui ne divergent pas trop lorsqu'on modifie les entrées;
- la **sensibilité**, c'est-à-dire une précision suffisante pour que les variations des sorties en fonction des entrées soient significatives;
- la **maniabilité**, c'est-à-dire une simplicité suffisante pour que son utilisation ne se heurte pas à des contraintes théoriques ou matérielles;
- la **souplesse**, c'est-à-dire l'aptitude à pouvoir subir des modifications rapides des variables d'entrée ou des variables internes;
- la **transparence**, c'est-à-dire la possibilité d'être compris assez facilement par un large éventail de personnes.

En fait, selon le type d'utilisation visé, l'importance relative de chacune de ces qualités peut varier. Selon la finalité, le contexte ou le processus décisionnel, il faut construire des outils qui insistent plus sur certaines qualités que sur d'autres.

VII.2 PROPOSITION DE CHOIX TERMINOLOGIQUES OU METHODOLOGIQUES

VII.2.1 - DEFINITION DE L'ACV

L'ACV est une approche globale et multi-fonctionnelle d'évaluation et de quantification de fonctions de dommage sur l'environnement.

C'est une approche dont la finalité est la construction d'outils d'aide à la décision.

C'est une approche globale (ou intégrée) en raison de la dimension spatio-temporelle d'une part du système étudié (cycle de vie), d'autre part du domaine d'influence analysé (environnement).

C'est une approche multi-fonctionnelle car elle peut avoir une fonction cognitive, prévisionnelle, décisionnelle ou normative, selon la finalité de son application ou selon l'utilisateur.

C'est une méthodologie permettant l'évaluation de fonctions de dommages sur l'environnement en général. Sur la base des meilleures connaissances disponibles, ces fonctions de dommage peuvent

être des effets, des impacts, des dangers ou des risques, selon la composante environnementale étudiée et selon son état de référence choisi.

Cette approche a pour finalité l'aide à la décision, mais elle n'est pas, en tant que telle, un outil d'aide à la décision.

Cette approche est définie par des principes et des règles méthodologiques qui définissent les conditions d'élaboration :

- d'outils d'aide à la décision spécifiques de chaque contexte décisionnel,
- d'outils prévisionnels,
- de cadres normatifs,
- de rapports d'information.

VII.2.2 - CADRE TERMINOLOGIQUE ET METHODOLOGIQUE POUR LA CONSTRUCTION DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

La finalité des indicateurs environnementaux

Les indicateurs sont les vecteurs de l'information environnementale

La présentation de l'information environnementale comprend deux étapes importantes :

- définir les besoins d'information du public cible;
- traduire les données scientifiques et techniques en indicateurs compréhensibles qui répondent aux besoins d'information.

La mise au point d'indicateurs environnementaux constitue un aspect essentiel de la présentation de l'information environnementale.

Les indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'état ou de la qualité de l'environnement doivent procurer une information qui soit significative pour le public ou les utilisateurs visés. Une information pertinente pour un type d'utilisateur ou pour un type de public peut ne pas l'être pour un autre type, et la gamme des indicateurs retenus doit englober des informations qui répondent aux exigences des divers types de publics visés.

Les indicateurs sont définis pour expliquer une fonction de dommage sur l'environnement préalablement explicitée

L'enjeu est de structurer le champ de l'environnement de telle façon qu'il permette de dégager un certain nombre de concepts pertinents qui, une fois confrontés aux données dont on dispose ou qui sont susceptibles d'être mobilisées, conduisent à la définition de variables ou indicateurs, liés de façon plus ou moins complexe à des grandeurs observables. Plus précisément, il s'agit :

1°) d'identifier les "**variables sensibles**" de l'environnement, c'est à dire celles qui réagissent de façon prévisible aux décisions de gestion;

2°) de sélectionner les "**variables utiles**" de l'environnement, c'est à dire celles qui réagissent de façon mesurable aux décisions de gestion;

3°) de choisir les "**variables essentielles**" liées aux objectifs des centres de décision.

Cela implique de caractériser les éléments descriptifs et constitutifs de l'environnement, et de les organiser de telle sorte qu'ils forment des classes pertinentes et mesurables de fonctions descriptives de l'état de l'environnement ou de fonctions explicatives de la qualité de l'environnement. C'est ce que l'on propose d'appeler la caractérisation de la fonction de

dommage pour laquelle on a décidé de procéder à l'évaluation. Dans la terminologie ACV classique, c'est une extension de la phase appelée "classification".

Le cadre terminologique proposé pour définir les indicateurs

Contexte : un même effet peut être décrit de multiples façons

Les effets valorisés (et aussi les impacts, dangers, risques) peuvent se présenter sous l'une des trois formes suivantes, de "force" croissante :

- effet qualitatif : la grandeur caractéristique de l'indicateur prend des positions qualitatives et ordonnées, (exemple : le bruit défini comme "insupportable", "fort", "moyen", "faible", "imperceptible")
- effet quantitatif : l'indicateur prend des valeurs numériques traduisant une intensité de charge environnementale, (exemple : le bruit mesuré en décibels)
- effet monétarisé : l'indicateur prend des valeurs monétaires traduisant un équivalent monétaire du pouvoir prédictif des facteurs d'impact (exemple : le bruit évalué en francs - valeur attribuée au fait d'empêcher ou de supprimer le bruit).

A contrario, un même valorimètre peut décrire différents aspects de l'état de l'environnement.

Par exemple, l'utilisation de l'étalon monétaire peut être envisagé de quatre façons, pour évaluer :

- le coût de l'évitement du préjudice,
- le coût de la prévention du préjudice,
- le coût du traitement du préjudice,
- le coût du préjudice subit.

Un indicateur est défini comme un couple (descripteur-échelle)

Evaluer les conséquences d'une action signifie :

1°) retenir un nombre limité d'INDICATEURS, un indicateur pouvant se définir comme tout élément servant à juger de l'action; ce nombre sera suffisamment limité afin de ne pas découper la réalité en un ensemble trop fin, mais suffisamment grand pour saisir les aspects fondamentaux de la réalité, sans les renfermer dans le modèle du critère unique;

2°) aller plus loin que le simple énoncé d'une dimension ou d'un critère : il faut associer à cet énoncé une ECHELLE, c'est-à-dire un ensemble ordonnée de valeurs que peut prendre l'indicateur;

3°) définir le DESCRIPTEUR, c'est-à-dire la manière dont on pourra évaluer chaque action selon chaque indicateur.

Au total, un indicateur est un couple descripteur-échelle.

Le choix des descripteurs

Les effets sur l'environnement peuvent être discriminés selon différents critères:

- effets distingués selon leur nature (effets physiques, psychologiques ou socio-économiques);
- effets distingués selon leur mode de perception (effets objectifs ou subjectifs);

- effets distingués selon leur cible (milieux -eau, air, sol; êtres vivants; habitats,...)
- effets distingués selon leur dimension temporelle (effets à court, moyen ou long terme);
- selon leur amplitude géographique (effets locaux, régionaux, continentaux ou planétaires);
- selon leur probabilité de réalisation (effets certains, probables, possibles);
- etc.

Le choix des échelles

Toute variable ou tout indicateur est défini sur une échelle formée de diverses positions (ou "modalités" ou "échelons"). Une échelle peut être caractérisée :

1°) *par le caractère qualitatif ou quantitatif de chaque modalité.*

En pratique, toute échelle qualitative peut être transformée en échelle quantitative en attribuant des valeurs numériques conventionnelles aux échelons.

2°) *par le cardinal fini, dénombrable ou continu de l'ensemble des modalités.*

En pratique, toute échelle dénombrable peut être ramenée à une échelle finie en considérant des valeurs-limites; toute échelle continue peut être ramenée à une échelle dénombrable en définissant des classes de valeur de la grandeur.

3°) *par la structure sur l'ensemble des modalités :*

- échelle nominale : il n'existe aucune base de comparaison entre les modalités, ces dernières définissant des "classes";

- échelle repérable : les modalités sont ordonnées (si l'échelle est quantitative, les valeurs numériques associées aux modalités respectent cet ordre), ce qui permet de définir une origine;

- une échelle mesurable : définie sur une échelle quantifiée, elle permet de donner un sens à la somme et au produit par un scalaire sur les modalités et donc, de définir une unité de valeur dont les différentes modalités sont des multiples.

Les 7 critères de qualité des indicateurs environnementaux

Les indicateurs doivent satisfaire à un certain nombre de qualités qui peuvent parfois être contradictoires :

1) pertinence : l'indicateur doit refléter toute la signification d'un concept ou tous les aspects d'un phénomène et garder cette signification dans le temps;

2) objectivité : la définition de l'indicateur doit permettre de le calculer sans ambiguïté à partir des grandeurs observables;

3) univocité : l'indicateur doit varier de façon monotone par rapport au phénomène décrit pour pouvoir interpréter ses variations sans équivoque;

4) sensibilité : l'indicateur doit bouger de façon significative pour des variations assez petites du phénomène ;

- 5) **précision** : l'indicateur doit être défini avec une marge d'erreur acceptable, en fonction de la précision des mesures sur les grandeurs observables;
- 6) **fidélité** : l'indicateur, s'il présente un biais par rapport au concept qu'il traduit, doit garder ce biais constant sur les unités spatio-temporelles de référence;
- 7) **accessibilité** : l'indicateur doit pouvoir être calculable assez rapidement à un coût acceptable.

VII.2.3 - CADRE TERMINOLOGIQUE ET METHODOLOGIQUE DE L'APPROCHE ACV

L'organisation d'un processus de décision : le cadre terminologique proposé pour définir l'approche ACV (cf schéma)

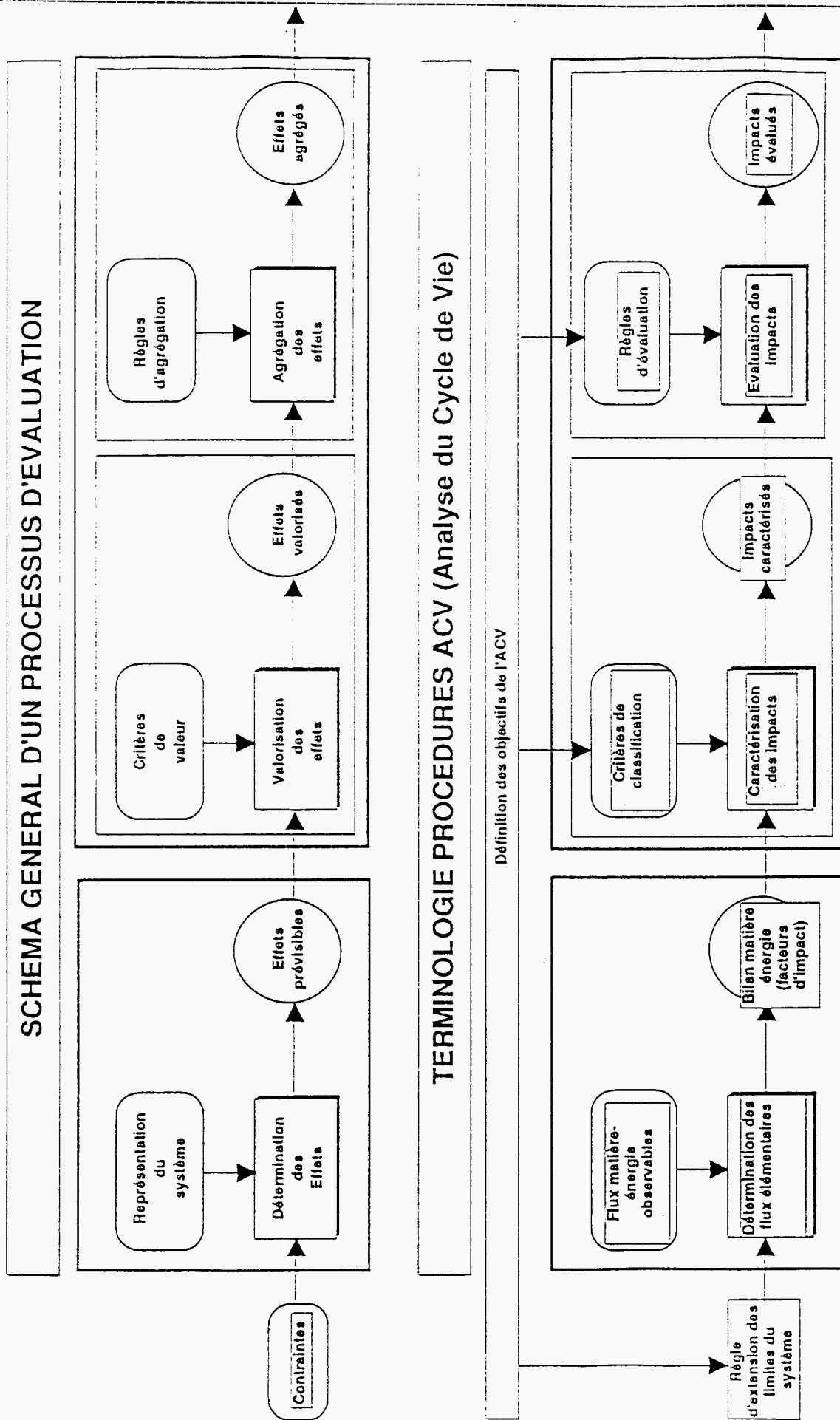
Dans l'hypothèse où une décision est prise par un décideur unique, indépendamment des multiples déterminismes qui s'exercent sur lui, le schéma proposé décrit le processus de décision sous forme d'une suite de phases s'enchaînant logiquement entre elles, chaque phase réalisant une transformation à partir des données de la phase précédente, compte tenu d'hypothèses plus ou moins normatives. Sans entrer ici dans les détails, il convient de souligner que tout problème décisionnel peut être ainsi décrit puisque le principal critère de différenciation des problèmes décisionnels réside dans les rapports que les décisions possibles entretiennent entre elles (décisions incompatibles, concurrentes, indépendantes, complémentaires, substituables,...) et non dans la procédure d'enchaînement des phases décrites.

Le schéma proposé peut alors être utilisé de deux façons, selon que l'on souhaite étudier une décision future ou passée :

- dans l'analyse directe, la décision est préparée en parcourant le schéma de processus de décision de gauche à droite. A partir d'un ensemble de décisions possibles, chaque phase du processus est simulée à l'aide techniques appropriées, compte tenu des hypothèses normatives choisies par le décideur (critères de valeur, contraintes a priori, règles d'agrégation et de choix), afin de dégager une ou plusieurs décisions satisfaisantes.

- dans l'analyse inverse, une décision prise est reconstituée en partant des extrêmes du schéma. Compte tenu de la décision retenue par le décideur dans l'ensemble des décisions a priori possibles et d'hypothèses sur la représentation du système, il est possible de révéler certaines hypothèses normatives du décideur.

Dans le schéma, trois types d'indicateurs du questionnement environnemental sont positionnés, quelle que soit la fonction de dommage évaluée : les indicateurs environnementaux, les indicateurs de la qualité environnementale et les indicateurs de la performance environnementale.



Les 3 catégories d'indicateurs environnementaux proposés

Les indicateurs de l'environnement mesurent ou décrivent l'état de l'environnement. Ils éclairent sur des tendances susceptibles de conduire à des dommages. Les fonctions de dommages pour lesquels il est décidé de procéder à la mesure sont au préalable expliqués qualitativement à l'aide des "descripteurs" de l'environnement considérés comme les déterminants de l'état de l'environnement (par exemple le bruit, la qualité de l'eau, l'intégrité de la couche d'ozone, la densité urbaine,...)

Les indicateurs de qualité environnementale décrivent la déviation de l'état de l'environnement par rapport à un état de référence. Ils expriment une distance par rapport à un état donné défini arbitrairement.

Les indicateurs de performance environnementale décrivent la déviation de la qualité environnementale par rapport à un objectif et/ou par rapport à l'efficacité d'une action donnée (moyens mis en oeuvre pour atteindre un niveau de qualité environnementale). Ils mesurent ou bien une distance par rapport à un but défini ou bien l'efficacité de l'action ayant conduit à atteindre un objectif défini.

La détermination des effets prévisibles (les flux)

Un problème étant donné, le décideur génère un ensemble de décisions substituables en tenant compte de deux types de contraintes :

- des contraintes technico-économiques, les décisions envisagées devant être matériellement réalisables à leur date de mise en oeuvre;
- des contraintes réglementaires, les décisions envisageables devant plus ou moins respecter les règles juridiques imposées au décideur.

Un décideur va alors prévoir les effets de chacune des décisions, qui dépendent également de deux autres facteurs :

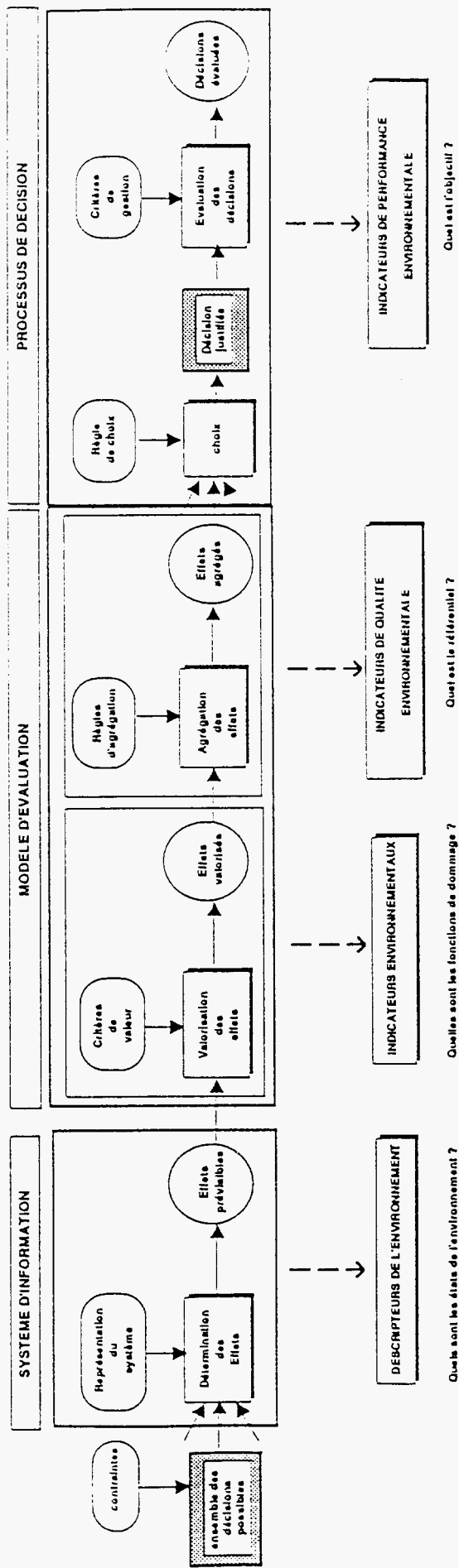
- les décisions des autres acteurs du système, qui peuvent soit renforcer, soit atténuer les effets qui se produiraient en l'absence d'intervention d'autres acteurs;
- les états futurs de l'environnement, qui modulent les effets conjoints des décisions des divers acteurs du système.

Il s'agit de définir les déterminants des effets sur l'environnement. Afin de limiter le système d'information à des données objectives et mesurables, le champ environnemental de l'approche ACV est limité aux effets qui découlent d'une variation des flux de matières et d'énergies; dans certains cas, par exemple dans le secteur de la Construction et du Bâtiment, ce champ peut être étendu aux effets qui découlent d'une modification objective des critères de répartition de l'espace.

En tout état de cause, ces effets (flux) ne peuvent être recensés exhaustivement, il faut définir des "critères d'arrêt" précisant les limites spatio-temporelles au-delà desquelles on sera amené à négliger les effets.

Enfin, la détermination des effets de décisions substituables se fait le plus souvent par rapport à une décision de référence; cette décision de référence peut être la décision "ne rien faire".

**SCHEMA D'UN PROCESSUS DE DECISION
PLACE DES INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX**



La valorisation des effets

Les effets prévus ou observés (les flux de matières et d'énergie) sont valorisés en fonction de critères de valeur. Pour choisir un ensemble cohérent de critères de valeur pertinents, fiables et exhaustifs, il faut avoir préalablement déterminé la fonction de dommage sur l'environnement pour laquelle on a décidé de procéder à la valorisation. La valorisation des effets conduit à une batterie d'indicateurs de l'environnement explicatifs de la fonction de dommage choisie.

L'agrégation des effets valorisés

L'analyse des indicateurs de environnement se fait à l'aide de procédures d'agrégation qui doivent être effectuées dans un ordre qui tienne compte des interdépendances entre facteurs. Chaque agrégation fait référence à un problème décisionnel classique :

1 - **agrégation par rapport aux critères de valeur** : chaque effet élémentaire pouvant être valorisé selon divers critères de valeur, on procède à une agrégation réalisant un arbitrage entre ces critères, compte tenu de leur importance (choix à objectifs multiples);

2 - **agrégation par rapport au temps** : partant de bilans de l'évaluation pour chaque période, on procède à une agrégation conduisant à un bilan intertemporel, compte tenu de l'appréciation différente des effets selon leur période d'apparition (technique de l'actualisation)

3 - **agrégation par rapport aux acteurs concernés** : partant de bilan de l'évaluation selon chaque logique d'acteur, on procède à une agrégation débouchant sur un "bilan pour la collectivité", compte tenu de l'importance attribuée aux acteurs concernés (principe du surplus microéconomique)

4 - **agrégation par rapport aux décisions possibles des autres acteurs** : considérant les bilans de l'évaluation sous chaque hypothèse de comportement des autres acteurs, on procède à une agrégation définissant un bilan synthétique relatif à la décision, compte tenu de l'information sur le comportement probable des autres acteurs (théorie des jeux)

5 - **agrégation par rapport aux états de l'environnement** : considérant les bilans de la décision pour chaque état futur de l'environnement possible, on procède à une agrégation définissant un bilan synthétique de la décision, compte tenu des probabilités d'apparition des états de l'environnement (théorie du choix en avenir incertain).

L'évaluation des décisions

Il faut distinguer deux types de décisions selon le nombre de décideurs qui y participent : les décisions individuelles et les décisions collectives.

Dans le cas où il s'agit d'un **décideur unique**, celui-ci est amené à retenir une décision en fonction des effets agrégés calculés précédemment. On distingue les "décisions satisfaisantes", pour lesquelles les effets agrégés dépassent certaines valeurs-seuil et la "décision optimale" qui a le meilleur bilan agrégé.

Dans le cas d'une **décision collective**, on part généralement des bilans obtenus par chaque point de vue, et on procède à une agrégation conduisant à un bilan synthétique de la décision tenant compte, par exemple, de l'importance relative accordée à chaque décideur (théorie de la décision collective).

En pratique, les phases de choix et d'agrégation sont souvent confondues : le choix étant opéré au moment de la définition de l'état de référence. Plus généralement, les phases de valorisation,

d'agrégation et de choix constituent une phase globale d'évaluation, qui utilise l'une des trois méthodes classiques d'évaluation qui partent d'effets quantifiés :

- les **méthodes coûts-avantages** : tous les effets sont monétarisés et le critère de choix est la maximisation de la somme des effets monétarisés;

- les **méthodes coût-efficacité** : un effet est quantifié (l'efficacité), tous les autres étant monétarisés (agrégés en un coût); le critère de choix est l'un des trois suivants : maximisation de l'efficacité à coût donné, minimisation du coût à efficacité donnée, ou maximisation du rapport efficacité/coût;

- les **méthodes d'analyse multicritère** : les effets sont quantifiés; les techniques d'agrégation et d'aide à la décision sont très nombreuses (ELECTRE, somme pondérée, modèle lexicographique, ...).

VII.3- CONCLUSION

a) Les avantages généraux du cadre proposé:

- cadre générique dont la pérennité est assurée;
- terminologie simple et compréhensible; et qui se réfère au langage classique de l'aide à la décision;
- s'applique à tout type de décision et tout type d'usage des ACV;
- cohérent et compatible avec le cadre terminologique et méthodologique actuel des ACV, mais il présente l'avantage supplémentaire d'avoir une terminologie uniforme tout au long de la démarche;
- les modules à définir apparaissent explicitement et de façon exhaustive.

- Ses qualités structurelles :

- **validité théorique** : compatible avec les modèles théoriques validés de l'aide à la décision et de la définition des modèles (contrairement au cadre actuel des ACV);
- **validité empirique**, compatible avec tous les modèles actuels de l'ACV, et avec tous les processus de décision;
- **sa fécondité**: il ouvre la possibilité , par sa formulation, d'inductions ultérieures sur des modèles théoriques (contrairement au cadre actuel des ACV);
- **sa non falsifiabilité**, c'est-à-dire sa capacité à engendrer des outils d'aide à la décision qui soient réfutables (contrairement au cadre actuel des ACV);
- **sa flexibilité** : il offre la possibilité de s'adapter à de nouveaux modèles théoriques ou empiriques (nouveau contexte décisionnel);
- **sa simplicité** : il utilise un nombre réduit d'hypothèses, d'étapes de raisonnement, et de champs terminologiques;
- **son exhaustivité** : il a la capacité de décrire des systèmes nombreux ou un même système sur une longue période, malgré leurs transitions éventuelles (contrairement au cadre actuel des ACV).

- **Ses qualités opérationnelles :**

- sa **robustesse**, c'est-à-dire sa capacité à fournir un cadre stable lorsqu'on modifie le contexte décisionnel ou d'utilisation des ACV, et qui s'applique à l'ensemble des méthodologies actuelles;
- sa **maniabilité**, c'est-à-dire une simplicité suffisante pour que son utilisation ne se heurte pas à des contraintes théoriques ou matérielles;
- sa **souplesse**, c'est-à-dire son aptitude à pouvoir subir des modifications rapides pour s'adapter à de nouveaux discours normatifs sur les ACV;
- sa **transparence**, c'est-à-dire la possibilité d'être compris assez facilement par un large éventail de personnes.

- **Ses qualités explicatives**

- **Ses qualités décisionnelles :**

- sa **pertinence** : le cadre et les choix terminologiques reflètent toute la signification du concept d'ACV et tous les aspects des processus d'aide à la décision;
- son **objectivité** : les étapes du raisonnement et les types d'indicateurs recherchés sont définis sans ambiguïté à partir des grandeurs observables;
- son **univocité** : interprétation du concept ACV sans équivoque;
- sa **précision** : les processus opératoires sont clairement explicités à chaque étape du raisonnement;
- son **accessibilité** : le cadre est adaptable à tout processus décisionnel et à tout type de fonction de dommage assez rapidement à un coût acceptable.

- **La qualité de ses indicateurs**

b) LA RECHERCHE D'UNE FONCTION DE DOMMAGE GÉNÉRIQUE :

Question : que cherche-t-on à évaluer dans le cadre de l'ACV ?

Quelle est la fonction de dommage sur l'environnement ?

Les critères de gravité du danger

La charge maximale pouvant être exercée sur des écosystèmes ne peut être évaluée que sur une échelle relative, puisqu'il n'existe pas de valeurs limites absolues, mais seulement des valeurs rapportées à des biocénoses bien déterminées.

La mesure d'un danger repose sur la description de la "gravité" d'un préjudice I(E). Certes, la notion de gravité dépend avant tout de valeurs politiques, sociales ou culturelles. Mais faut-il pour autant abandonner définitivement l'idée de définir I(E) en s'appuyant sur une définition de la "gravité" fondée sur critères scientifiquement réfléchis et politiquement acceptables par l'ensemble des acteurs ?

La notion de pondération signifie toujours que l'on doit opérer avec une "échelle de comparaison". Il n'est donc pas possible de faire abstraction de grandeurs de référence.

Les travaux publiés jusqu'ici proposent un critère unique pour décrire la gravité d'un changement de l'état de l'environnement : c'est la distance par rapport à un état de référence.

L'enjeu fondamental : le choix du référentiel

Les états de référence peuvent être de 3 types :

- l'état original avant l'action;
- la projection dans le futur de l'état actuel, tel qu'il aurait évolué en l'absence d'action;
- l'état défini par un but, des objectifs ou une cible à atteindre de par la législation ou des recommandations.

A la notion d'état de référence est reliée la notion d'horizon de référence:

- horizon temporel : à court, moyen ou long terme,
- horizon spatial : local, régional/continental ou global/planétaire

Dans la grande majorité des travaux, cet état de référence est l'état "souhaité" de l'environnement tel qu'il est défini par un ensemble de normes sur la qualité de l'air, de l'eau,...

Le danger est décrit par la mesure de la déviation entre l'état de l'environnement et l'état souhaité, qui reflète une préférence sociale pour une qualité environnementale donnée.

Dans quelques travaux, portant sur la problématique des indicateurs de développement soutenable à l'échelle macro-économique, il est proposé que :

l'état de référence soit l'état de l'environnement tel qu'il serait en l'absence d'activité humaine.

La gravité décrit alors la pression exercée sur les processus assimilateurs et régulateurs de l'environnement.

Autrement dit le danger est traduit par la mesure du déplacement de l'état de l'environnement par rapport à un état "sauvage" sans flux de matière ou d'énergie d'origine humaine. A notre connaissance, ce critère n'a encore jamais été mis en oeuvre, ni même proposé, dans un contexte ACV.

Pourtant, si chacun des deux critères considérés isolément est imparfait et incomplet, ils se complètent et se renforcent l'un l'autre. Dans le cas où l'état de référence est celui visé par les normes, les enjeux écologiques ne sont pris en compte que de façon partielle car les seuils fixés dans les normes tiennent compte des contraintes économiques et techniques. Dans le cas où le référentiel est l'état de l'environnement à l'état "sauvage", les contraintes techniques et économiques ne sont pas du tout prises en considération.

Le risque, quant à lui, n'est pas évaluable car la probabilité de dysfonctionnement des composantes de l'environnement en réponse aux pressions exercées ne peut pas être appréhendée de façon suffisamment fiable : on est encore très loin de connaître les seuils d'assimilation et d'auto-épuration dans le cas des pollutions, et de pouvoir évaluer les capacités régulatrices de la biosphère dans le cas des déséquilibres globaux.

c) LES CRITERES UTILISES POUR L'ANALYSE DE L'EXISTANT ET LE DEVELOPPEMENT D'UNE METHODOLOGIE DE L'APPROCHE ACV

1°) qualité structurelle = conformité par rapport au cadre générique proposé;

2°) tous les critères présentés aux paragraphes précédents : qualité structurelle, fonctionnelle, explicative et décisionnelle; et critères de qualité pour les indicateurs environnementaux utilisés.

CHAPITRE VIII : AXES DE RECHERCHE

VIII.1 - QUELLES QUESTIONS FAUT-IL SE POSER ?

1 - LES QUESTIONS POSEES PAR LE DOMAINE D'APPLICATION DES ACV

- Comme illustré au chapitre III, le périmètre actuel d'application de l'ACV est vaste:
 - décision sur le choix de procédé ou de filière de traitement des déchets;
 - décision d'investissement ou d'optimisation de procédé;
 - décision sur la conception de produits ou services nouveaux;
 - décision sur l'organisation logistique;
 - décision sur la définition d'une politique publique;
 - décision sur l'élaboration des critères d'un écolabel.

Les questions à résoudre :

- **D'autres applications doivent-elles (peuvent-elles) être envisagées ?** (par exemple : identification des risques ou menaces potentielles à moyen-long terme ?)
- **Doit-on parler d'outil ACV ou bien d'approche ACV ou de famille d'outils ACV ?**
- **Quel doit-être alors le niveau générique d'élaboration du cadre méthodologique ?** (un cadre commun à décliner ou bien un cadre spécifique à chaque type d'utilisation?)
- **Le critère "type d'utilisation de l'ACV" doit-il être le critère pertinent de différenciation entre les différents outils ? ou bien, comme nous l'avons vu, le critère discriminant doit-il être "le type d'objectif environnemental" (i.e., la définition de la fonction de dommage pour laquelle il est décidé de procéder à l'évaluation) ?**

2 - LES QUESTIONS POSEES PAR LA DEFINITION DE L'AIDE A LA DECISION

- Un outil d'évaluation de l'impact environnemental est idéalement considéré comme (ACT, 1982) :

(...) un instrument d'aide à la décision, qui doit, de plus, permettre au décideur d'expliquer le choix fait entre les différentes variantes possibles et d'exposer les systèmes de valeur présidant à ces choix.

- Actuellement, la question de l'ACV en tant qu'outil d'aide à la décision se résume trop rapidement à : quelle méthode d'analyse multi-critère faut-il choisir ? Il est supposé implicitement qu'une seule et unique méthode d'analyse multi-critère serait susceptible de s'appliquer aux ACV pour répondre à l'ensemble des besoins.

- Nous préférons reformuler la question autrement avant de s'engager dans la construction d'une méthode d'analyse multi-critère adéquate: **quel est le processus décisionnel dans lequel s'inscrit la démarche ACV ?**

Cette interrogation doit être déclinée selon différents critères :

a) quel est le type de résultat recherché ?

- l'identification des impacts
- la génération d'options
- la comparaison d'options

b) quel est le niveau de décision dans l'organisation ?

- régulation
- pilotage
- planification

c) quel est le domaine d'influence de la décision ?

- agir sur la situation,
- agir sur les acteurs et leurs relations,
- agir sur le contexte.

d) quelle est la portée de la décision ?

- action de gestion : agir sur paramètre
- action d'information :
 - identifier et évaluer l'impact,
 - évaluer l'écart par rapport à des référentiels définis.

e) quelle est la qualité cherchée ou accessible ?

- décision optimale
- décision satisfaisante

f) quels sont les acteurs de la décision ?

- décision à décideur unique
- décision à décideur multiple

g) quel est le mode d'expression des préférences des acteurs directs ou indirects ?

h) comment sont prises en compte l'ensemble des préférences exprimées ?

• En conclusion, les questions à résoudre peuvent-être les suivantes :

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">- Quelle est la variabilité des réponses aux questions précédentes dans le contexte des ACV?- Cette variabilité doit-elle conduire au développement de plusieurs modèles décisionnels et de plusieurs méthodes d'analyse multi-critère ?- Comment concilier cette variabilité avec la définition d'un cadre méthodologique générique?- Quel doit être le critère de différenciation prépondérant pour caractériser la fonction "aide à la décision" dans le contexte des ACV ? |
|---|

3 - LES QUESTIONS POSEES PAR LA DEFINITION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX DE L'APPROCHE ACV
--

• L'ACV est habituellement décrit comme un outil permettant de quantifier l'ensemble des impacts sur l'environnement d'un système défini.

• De plus, dans une finalité d'aide à la décision, le décideur-gestionnaire doit disposer des moyens de comparer les menaces entres elles, et aussi de les comparer avec les moyens de les parer, afin de choisir des stratégies collectivement rationnelles.

• **Etat de l'art : des approches diversifiées, souvent peu compréhensibles / lisibles / fiables**

a) Dans les procédures actuelles d'ACV, la phase d'analyse des impacts peut se référer à l'une ou l'autre des quatre logiques de différenciation suivantes :

- impacts définis **selon le milieu** (eau, air, sol);
- impacts définis **selon la cible** (Homme, faune, flore, écosystème);
- impacts définis **selon l'effet** (réchauffement, épuisement ressources,...);
- impacts "virtuels" définis par un indicateur sans réalité écologique.

b) Dans les démarches actuelles orientées « effet » par exemple, on ne sait pas explicitement à quel niveau de la chaîne des effets (cf schéma "qu'est ce qu'impact ?) l'évaluation se situe; => **est-il pertinent de chercher à comparer et à agréger des effets évalués à des niveaux différents ?**

c) Dans la plupart des démarches actuelles, **les effets ne sont pas différenciés selon qu'il sont certains, aléatoires, ou possibles** (exemple : épuisement des combustibles fossiles = certain ; santé = aléatoire; effet de serre = possible au sens de spéculatif).

d) Deux grandeurs sont souvent confondues :

- l'ampleur, qui représente le niveau de l'impact en le considérant de façon isolée,
- l'importance, qui représente le jugement subjectif porté sur la signification de l'impact par rapport aux autres impacts.

• La question centrale consiste à **discriminer les relations de cause à effet entre une entité et l'environnement.**

• **Le problème posé *in fine* est celui de l'explication de la fonction de dommage pour laquelle on décide de procéder à la mesure.**

• **Que cherche-t-on à évaluer : un effet, un impact, un danger ou un risque ?**

Les questions sont à résoudre à 3 niveaux :

• Niveau terminologique : **Quelle est la signification environnementale de l'évaluation ?**

• Niveau scientifique : **Que peut-on évaluer ?**

• Niveau politique : **Que doit-on évaluer ?**

• Niveau terminologique : il n'existe pas de définition consensuelle; et même au sein de cette étude, les 2 prestataires (LAEPSI, BIO) proposent chacun des définitions différentes notamment dans leur portée implicite.

=> comment définir une fonction dommage sur l'environnement ? comment décliner une telle définition (par exemple effet, impact, risque, danger; ou bien effet prévisible, effet valorisé, effet agrégé; ou bien ...) ?

• Niveau scientifique : **Que peut-on évaluer ?**

compte tenu des incertitudes scientifiques (avenir incertain) et des biais intrinsèques (de la modélisation à la réalité empirique), quelles fonctions de dommage sont accessibles avec un niveau de connaissances acceptable ? quel doit être le critère pour définir qu'un niveau de connaissance est acceptable ?

- Niveau méthodologique : Que doit-on chercher à évaluer ? quelle est la validité d'une comparaison / hiérarchisation entre deux effets-impacts pour lesquels le niveau de connaissance est très différent (par exemple : effets certains, effets aléatoires, effets possibles) ?
Comment reformuler le problème pour s'affranchir des lacunes scientifiques actuelles et disposer néanmoins d'un indicateur pertinent ?

4 - LES QUESTIONS POSEES PAR LA PRATIQUE DE L'APPROCHE ACV

a - La problématique générale des ACV

- L'ACV des produits et filières s'impose désormais comme un des outils majeurs de la connaissance des impacts sur l'environnement des activités et des filières industrielles.
- Pourtant, il apparaît que les résultats de certains travaux divergent pour l'évaluation de problèmes identiques. Outre des erreurs manifestes d'application de cet outil, on s'accorde à reconnaître que de nombreuses difficultés proviennent de :
 - l'utilisation de choix méthodologiques différents pour la réalisation des inventaires (règles de définition du système, règles de choix de l'unité fonctionnelle, règles d'imputation);
 - l'origine, la variété, la qualité, le degré de complétude des données employées;
 - la définition des objectifs de l'étude;
 - des interprétations non scientifiques ou biaisées, et des utilisations abusives des résultats de l'étude.

b - La problématique de l'accès aux données

- Le problème de données est un problème crucial pour l'élaboration d'inventaire dans une ACV, si l'on considère la quantité des données qui doivent alimenter une ACV : données sur le système de production des biens et services, l'organisation de la distribution, les conditions de consommation et de traitement des déchets, facteurs d'émission à chacune des étapes...

c - La problématique générale de l'exploitation des résultats des ACV

- La phase d'inventaire de l'ACV, qui correspond à la quantification des consommations de matières et d'énergies, et des rejets dans l'environnement, à chacune des étapes du cycle de vie du système étudié, est la base factuelle et quantitative permettant, dans un second temps, de traduire en terme d'impacts potentiels sur l'environnement les consommations et rejets quantifiés dans l'inventaire.
- Pour apporter une information réellement utile au décideur, il faut expliciter les résultats de la phase d'analyse des impacts sous une forme suffisamment synthétique (tout en "perdant" le moins d'information possible). Ceci est précisément l'objet de l'étape dite d'évaluation globale des impacts sur l'environnement qui vise à **traduire les résultats de l'ACV en paramètres décisionnels, notamment dans le contexte de la comparaison entre deux décisions.**
- C'est à ce niveau crucial, celui de l'utilisation des résultats de l'ACV et de leur interprétation en termes de préférences, que des lacunes, d'ordres méthodologiques et pratiques, apparaissent.
- Le calcul d'un indicateur ou d'un coût écologique pose en effet le **problème fondamental de la comparaison d'effets qui ne sont pas représentés par une mesure unique, mais par un ensemble de critères.** L'analyse multicritère qu'il nécessite se base sur certaines hypothèses pour attribuer une valeur relative à chaque critère. La qualité de ces hypothèses, leur niveau de

transparence, de lisibilité et de réfutabilité, conditionne la qualité finale des résultats et leur portée décisionnelle.

d - Conclusion : risques majeurs d'une étude ACV

• En définitive, 3 catégories de risques sont actuellement identifiées :

- les risques "techniques" : relatifs à la récupération , la précision et la fiabilité des données nécessaires à l'étude ACV;
- les risques "relationnels" : relatifs à l'accès à l'information bloquée pour raisons de confidentialité;
- les risques "d'analyse" : relatifs à la facilité de lecture et à la représentativité des résultats et de leur interprétation, notamment d'aide à la décision.

• La question à résoudre : comment lever ces risques ?

5 - LES QUESTIONS POSEES PAR LE CONCEPT D'ACV

L'ACV d'un système, comme le calcul de tout indicateur, repose sur une reconstruction intellectuelle de la réalité, sur une modélisation. Comme pour toute modélisation, la validité du résultat de celle-ci dépend de la pertinence de la structure retenue pour le modèle et de la qualité des données.

a - A propos de la pertinence du modèle de base

a.1 - Types de relations entrées-sorties : L'hypothèse de linéarité

• Actuellement, l'hypothèse simplificatrice majeure est celle de la linéarité généralisée : on suppose - implicitement- que les facteurs d'impact sont proportionnels aux production. Or, dans la réalité, il existe souvent des seuils, des effets d'échelle, des discontinuités... Sans mettre en cause l'utilité de telles hypothèses, qui sont la base des modèles économiques, il paraît souhaitable que, plutôt qu'implicites, elles soient explicites ce qui permet de s'assurer que l'on ne sort pas de leur domaine de validité.

a.2 - La nature des problèmes environnementaux pris en compte

Dans son approche actuelle, l'ACV ne peut constituer un "indicateur" pertinent que pour un certain ordre de problèmes d'environnement industriel.

- L'horizon spatial des problèmes environnementaux

• Actuellement, l'ACV agrège des rejets émis en divers points de la planète, c'est à dire dans des contextes environnementaux différents; il additionne, par exemple, les quantités de sel rejetées dans une rivière et celles rejetées dans un océan... Pertinent pour prendre en compte des facteurs d'impacts généraux, indépendants des conditions de site (par exemple, rejets de CO₂), il est moins adapté à la prise en compte d'impacts dont la gravité est dépendante des conditions locales et n'est donc pas additive.

- L'horizon temporel des problèmes environnementaux

• Actuellement, l'ACV agrège des émissions, ou des consommations de ressources, qui peuvent s'étaler sur de très longues périodes de temps (exemples : cycle de vie de l'électricité, d'une automobile,...). L'époque à laquelle est émis un rejet, qui n'est jamais prise en compte dans les ACV actuels, peut être un paramètre important, par exemple lorsque l'on réfléchit au contrôle de phénomènes tels que l'effet de serre. Ce biais peut aussi induire en erreur, par exemple dans le cas de la consolidation sur le cycle de vie complet de rejets à durée de vie très courte (CO par exemple).

- Les questions à résoudre à propos de l'horizon spatial :

option 1 : l'ACV doit-il se limiter aux problèmes environnementaux à l'échelle planétaire et continentale, sans traiter des problèmes locaux ou régionaux (qui sont pris en compte dans les exigences réglementaires) ? c'est l'option préconisée par Franklin Associates.

option 2 : faut-il approfondir les recherches et adapter la méthodologie des ACV aux meilleures connaissances scientifiques disponibles ? dans ce cas, la signification de la fonction de dommage associée à la consolidation, sur l'ensemble du cycle de vie, de rejets n'ayant qu'un impact localisé doit être réfléchi et explicité.

option 3 : faut-il enrichir l'option 1 d'un nouvel indicateur apportant une information pertinente relative à la qualité/vulnérabilité environnementale locale de chaque site du cycle de vie ? Un tel indicateur pourrait provenir, directement ou après traitement, d'autres outils de management environnemental (ISO : audit ou évaluation des performances environnementales).

- Les questions à résoudre à propos de l'horizon temporel

option 1 : l'ACV doit-il se limiter aux problèmes environnementaux correspondant à une échelle de temps à définir (long terme) ?

option 2 : faut-il découper l'ACV en plusieurs périodes et déterminer des résultats pertinents dans le cadre de chaque unité temporelle ainsi définie ?

option 3 : faut-il approfondir les recherches et adapter la méthodologie des ACV aux meilleures connaissances scientifiques disponibles ? dans ce cas, la signification de la fonction de dommage associée à la consolidation, sur l'ensemble du cycle de vie, de rejets n'ayant qu'un impact de courte durée doit être réfléchi et explicité.

a.3 - Le problème de l'intégration du facteur "durée du cycle de vie"

A chaque étape du cycle de vie, on évalue la charge environnementale globale mais non son intensité, qui dépend de la durée de vie de l'unité fonctionnelle au cours de cette étape. Exemple de biais induit : l'étape 1 du cycle de vie rejette une quantité X d'une substance et l'étape 2 une quantité 10 X. L'étape 2 sera donc la cible visée d'une politique de réduction des rejets. Cependant si la durée de vie de l'unité fonctionnelle n'est que de quelques heures dans l'étape 1 et de plusieurs décennies dans l'étape 2, l'ampleur de l'impact à l'étape 1 pourrait être très supérieur à celui de l'étape 2.

- La question à résoudre :

Comment faut-il prendre en considération la durée de chaque étape du cycle de vie ?

a.4 - Le problème des effets induits

Actuellement, les ACV ne considèrent que deux ensembles - l'environnement et le système étudié - et procèdent à une estimation de la variation des échanges entre ces deux ensembles. Seul l'effet direct de variation de la charge environnementale est ainsi pris en compte.

Les ACV négligent les conséquences de cette variation sur le reste du système industriel. Exemples d'effets induits possibles :

- diminuer la consommation de fuel lourd sur un marché peut tendre à faire baisser le prix de ce combustible et ainsi accroître la consommation sur un autre marché; ou bien cela peut entraîner une modification du régime de fonctionnement des raffineries conduisant à une dégradation de la qualité environnementale des gazoles...

- accroître la production d'électricité selon un certain mode de production mobilise des ressources financières qu'on aurait pu envisager d'investir dans des équipements économisant l'énergie; réduire la consommation d'énergie exige des programmes de travaux qui peuvent avoir un effet secondaire de relance de l'économie et d'accroissement des charges environnementales...

Conclusion : l'ACV ne permet pas aujourd'hui d'éclairer des choix concernant des politiques à grande échelle. Faut-il remettre en cause l'utilisation actuelle des ACV pour définir des politiques publiques ?

b - A propos de la qualité des données

Dans l'hypothèse où les données existent, se pose le problème de leur validité (origine, exactitude, ...). Il serait utile pour la réalisation d'une ACV, de mettre au point un protocole permettant de vérifier cette validité.

6- LES QUESTIONS POSEES PAR L'ARTICULATION ENTRE ACV ET LES AUTRES METHODES D'EVALUATION ENVIRONNEMENTAL

L'évaluation environnementale a connu ces dernières années des développements importants. A l'étude d'impacts, la première méthode de ce genre, sont venues s'ajouter des méthodes adaptées à d'autres objets d'études, notamment l'éco-audit, l'ACV. Ces nouvelles méthodes ont souvent été développées sans référence les unes des autres, alors que des liens existent entre elles.

VIII.2- PROPOSITION DES AXES DE RECHERCHE :

En fonction des questions qui ont été posées au cours de cette étude, les axes de recherche à développer dans le domaine des ACV sont les suivants :

ENJEU N°1 : Garantir la fidélité de l'inventaire

Axe n°1 : Mise au point d'indicateurs de la qualité des données

Axe n°2 : Elaboration d'une procédure de définition des unités fonctionnelles

Axe n°3 : Choix des règles d'allocation

Axe n°4 : Formatage spatio-temporel des résultats de l'inventaire :

- Axe 4.1 : élaboration d'une base de données des paramètres de dispersion spatiale des flux élémentaires
- Axe 4.2 : Mise en cohérence des dimensions spatiales et temporelles des sous-systèmes étudiés
- Axe 4.3 : Prise en compte du facteur « durée du cycle de vie »

ENJEU N°2 : Améliorer la fiabilité de l'analyse des impacts

Axe n°5 : Comparaison des méthodes ACV existantes et application à des cas concrets

Axe n°6 : Définition d'une classification des effets, impacts, dangers, risques

Axe n°7 : Caractérisation de l'incertitude sur la signification des indicateurs d'impact

Axe n°8 : Construction d'une base de données sur les effets potentiels de chaque substance élémentaire et sur leur profil spatio-temporel

Axe n°9 : Prise en compte du facteur spatio-temporel dans les d'indicateurs d'impacts

Axe n°10 : Mise au point d'une méthode de hiérarchisation des impacts

Axe n°11 : Comparaison des méthodes d'analyse multicritère applicables aux ACV

Axe n°12 : Construction d'un outil informatique pour la réalisation des ACV

ENJEU N°3 : Optimiser l'exploitabilité des ACV

Axe n° 13 : Elaboration de nouvelles méthodes ACV simplifiées

Axe n° 14 : Incorporation des données socio-économiques dans les ACV

Axe n° 15 : Intégration de l'ACV dans les systèmes de management environnemental

Cet inventaire des besoins en recherche pourrait également se structurer selon trois axes (disciplines) :

- génie des procédés,
- génie écologique et toxicologique,
- management et aide à la décision.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR ANALYSE DE CYCLE DE VIE (DÉFINITION, DÉONTOLOGIE ET MÉTHODOLOGIE). NF X30-300, 1996.

AHBE, S. MÉTHODOLOGIE DES ECOBILANS SUR LA BASE DE L'OPTIMISATION ÉCOLOGIQUE. BERNE (SUISSE): OFFICE FÉDÉRAL DE L'ENVIRONNEMENT, DES FORÊTS ET DU PAYSAGE (BUWAL), CAHIER DE L'ENVIRONNEMENT N°133, 1990, 250 P.

ANDERSON-SKOLD, Y. (1993): CREATION POTENTIALS FOR OZONE, PERAXYACETYL NITRATE (PAN), FORMALDEHYDE AND DIHYDROGENPEROXIDE IN DIFFERENT CHEMICAL ENVIRONMENTS. IVL. IN PREPARATION.

ANNEMA, J.A. (1992): METHODOLOGY FOR THE EVALUATION OF POTENTIAL ACTION TO REDUCE THE ENVIRONMENTAL IMPACT OF CHEMICAL SUBSTANCES. IN SETAC-EUROPE (1992), 73-80.

AYRES, R.U. LIFE CYCLE ANALYSIS: A CRITIQUE. RESOURCE, CONSERVATION AND RECYCLING 14:199-223, 1995.

BAISNEE, P.F. AND HEINZ, B. INTRODUCTION PAPER - SYSTEM BOUNDARIES. PROCEEDINGS OF SETAC-EUROPE WORKSHOP ON ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS. CML; UNIVERSITÉ DE LEIDEN. BRUXELLES, BELGIQUE:SETAC-EUROPE.,1991.

BAUMANN, H., EKVALL, T., ERIKSSON, E., KULLMAN, M., RYDBERG, T. RYDING, S.-O., STEEN, B., AND SVENSSON, G. (1993) : MILJOMASSIGA SKILLNADER MALLAN °ATERVINNING/°ATERANVANDNING OCH FOBRANNING/DEPONERING. REFORSK. IN PRINT. (IN SWEDISH).

BEARDSLEY, D. THE IMPACT OF RECYCLING ON THE ENVIRONMENT. CONSERVATION AND RECYCLING 8(3-4):387-391,1985.

BERKEL, R.V. AND CRUL, M. (1990) : TOWARDS A MULTI-MEDIA ENVIRONMENTAL EVALUATION OF POLLUTION PREVENTION OPTIONS. PAPER NO. 90 - 153.3. INTERFACULTY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL SCIENCE, UNIVERSITY OF AMSTERDAM, THE NETHERLANDS.

BLANC, A., ET ROUSSEAUX, P.ELECTRE IS APPLIQUEE A L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DES SYSTEMES ENERGETIQUES.43 ÈMES JOURNÉES DU GROUPE DE TRAVAIL EUROPÉEN « AIDE MULTICRITERE A LA DECISION », BREST, FRANCE, 1996, PP 1-17

BOGUSKI, T.K., HUNT, R.G., AND FRANKLIN, W.E. GENERAL MATHEMATICAL MODEL FOR LCI RECYCLING. RESOURCE, CONSERVATION AND RECYCLING 12:147-163, 1994.

BOLDIZAR, A. AND GEVERT, T. SIMULATED RECYCLING - REPEATED PROCESSING AND AGEING OF LDPE. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMANN, X.EMPA. GENÈVE, SUISSE:111:10-18, 1995.

BOUSTEAD, I. ENVIRONMENTAL IMPACT OF THE MAJOR BEVERAGE PACKAGING SYSTEMS - UK DATA 1986 IN RESPONSE TO THE EEC DIRECTIVE 85/339. VOL 1 -4. LONDRES, UK:INDUSTRY COUNCIL FOR PACKAGING AND THE ENVIRONMENT (INCPEN), 1989.

BOUSTEAD, I. THE RELEVANCE OF RE-USE AND RECYCLING ACTIVITIES FOR THE LCA PROFILE OF PRODUCTS. 3ÈME CONGRÈS-EXPOSITION INTERNATIONALE DU CESIO SUR LES AGENTS TENSIOACTIFS - UN MARCHÉ MONDIAL. LONDRES, UK:218-226, 1992.

BOUSTEAD, L. ECO-PROFILES OF THE EUROPEAN PLASTICS INDUSTRY - REPORTS 1-7. BRUXELLES, BELGIQUE:EUROPEAN CENTER FOR PLASTICS IN THE ENVIRONMENT. , 1993.

BRAUNSCHWEIG, A. OKOBILANZEN FUR UNTERNEHMUNGEN - EINE WEGLEITUNG FUR DIE PRAXIS (EN ALLEMAND) (ECOBILAN DES COMPAGNIES, UN MANUEL D'UTILISATIO), 1993.

BUSSEMEY, C. INTÉGRATION DES PROCESSUS DE RECYCLAGE DANS LES ÉTUDES DE CYCLE DE VIE. ESIGEC, CSTB. -80, 1994, DEA EN MÉTHODES DE CONCEPTION EN BÂTIMENT, AMÉNAGEMENT ET TECHNIQUES URBAINES.

CANALE, S., FURNARI, C., AND NICOSIA, F. THE UTILISATION OF INDUSTRIALS WASTE MATERIALS IN ROAD MAKING. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMANN, X. EMPA. GENÈVE, SUISSE:111:67-71, 1995.

CHAABANE, R. MODÉLISATION DES ANALYSES DE CYCLE DE VIE INTÉGRANT LE RISQUE ; .LAEPSI, INSA DE LYON., 1996. THÈSE DE DOCTORAT EN GESTION ET TRAITEMENT DES DÉCHETS (EN PRÉPARATION).

CHRISTIANSEN, K., GROVE, A., HANSEN, L.E., HOFFMAN, L., JENSEN, AA, POMMER, K. AND SCHMIDT, A (1990) : MILJOVURDERING AV PVC OG UDVALGT ALTERNATIVE MATERIALER. MILJOPROJEKT 131, MILJOSTYRELSEN, COPENHAGEN, DENMARK. (IN DANISH).

CHRISTIANSEN, K. (1991): POSSIBILITIES AND LIMITATIONS TO LIFE CYCLE ANALYSIS. IN "PACKAGING AND THE ENVIRONMENT - POLICIES, STRATEGIES AND INSTRUMENTS". INTERNATIONAL EXPERT SEMINAR, TROLLEHOLM CASTLE, SWEDEN, FEB 7-8, 1991. DEPARTMENT OF INDUSTRIAL ENVIRONMENTAL ECONOMICS, LUND UNIVERSITY, SWEDEN.

CONSOLI, F., ALLEN, D., BOUSTEAD, L., OUDE DE, N., FAVA, J., FRANKLIN, W., QUAY, B., PARRISH, R., PERRIMAN, R., POSTLETHWAITE, D., SEGUIN, J., AND VIGON, B. GUIDELINES FOR LIFECYCLE ASSESMENT: A UCODE OF PRACTICE", BRUXELLE: 1993.PP.1 -69.

ECOBILAN COMPARAISON DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT DU RECYCLAGE ET DE LA VALORISATION THERMIQUE DES FILMS PLASTIQUES USAGÉS: UNE APPROCHE À TRAVERS LE CAS DES FILMS AGRICOLES POLYÉTHYLÈNE BASSE DENSITÉ. PARIS, FRANCE:-154, 1991.

ECOBILAN L'ÉCO-LABEL EUROPÉEN - PROJET D'APPLICATION AUX PEINTURES ET VERNIS VOLUME 2 - LA MÉTHODOLOGIE POUR L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE., PARIS, FRANCE, 1991.

EKVALL, T., BAUMANN, H., SVENSSON, G., RYDBERG, T., AND TILLMAN, A.M. LIFE CYCLE ASSESSMENT: PILOT STUDY ON INVENTORY METHODOLOGY AND DATA BASES. IN: PRODUCT LIFE CYCLE ASSESSMENT - PRINCIPLES AND METHODOLOGY, COPENHAGUE:NORD, 1992,P. 132-171.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. LIFE-CYCLE ASSESSMENT: INVENTORY GUIDELINES AND PRINCIPLES. CINCINNATI (USA): EPA, CENTER FOR ENVIRONMENATL RESEARCH INFORMATION, 1993,108 P.

ERVIN, C. PRODUCT LIFE ASSESSMENT: POLICY ISSUES AND IMPLICATIONS - SUMMARY OF CONSERVATION FOUNDATION FORUM. USA:WWF. -25, 1990.

FAVA, J., CONSOLI, F., DENISON, R., DICKSON, K., MOHIN, T., AND VIGON, B. A. CONCEPTUAL FRAMEWORK FOR LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT. WORKSHOP REPORT.SETAC ; SANDESTIN, USA:-160, 1992.

FINNVEDEN, G., ANDERSSON-SKOLD, Y., SAMUELSSON, M., ZETTERBERG, L. AND LINDFORS, L.-G. (1992): CLASSIFICATION (IMPACT ANALYSIS) IN CONNEXION WITH LIFE CYCLE ASSESSMENTS - A PRELIMINARY STUDY. IN "PRODUCT LIFE CYCLE ASSESSMENT", 172 - 231.

FINNVEDEN G. AND LINDFORS, L.-G. (1992) : LCA - METHODOLOGIES FO CLASSIFICATION. MANUSCRIPT PRESENTED ET THE LIFE CYCLE ANALYSIS SYMPOSIUM IN POTSDAM, 25-26 JUNE, ORGANIZED BY SETAC-EUROPE. IVL REPORT NO B1063, IVL, STOCKHOLM, SWEDEN.

FINNVEDEN, G. METHODS FOR DESCRIBING AND CHARACTERISING RESSOURCE DEPLETION IN THE CONTEXT OF LIFE-CYCLE ASSESSMENT. STOCKHOLM (SWEDEN): SWEDISH ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUT, 1994, 37 P.

FINNVEDEN, G. AND HUPPES, G. LIFE CYCLE ASSESSMENT AND TREATMENT OF SOLID WASTE - PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL WORKSHOP, SEPT28-29 1995, STOCKHOLM, SUÈDE:1995.

FINNVEDEN, G., ALTBERTSSON, A.C., AND BERENDSON, J. SOLID WASTE TREATMENT WITHIN THE FRAMEWORK OF LIFE CYCLE ASSESSMENT. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 1995.

FLEISCHER, G. ECOLOGICAL LIMITS OF RECYCLING: A COMPARISON OF DIFFERENT RECYCLING PATHS FOR WASTE PLASTICS FROM HOUSEHOLD WASTE. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMAN, X.ANONYMOUS SUISSE:2:163-168, 1995.

FRISCHKNECHT, R., HOFSTETTER, P., KNOEPFEL, I., DONES, R., AND ZOLLINGER, E. OKOINVENTARE FUR ENERGIESYSTEME". ETH ZURICH. ZURICH, SUISSE:BUWAL. , 1994.

GRENNFELT, P., HOV, O. AND DERWENT, R.G. (1993) : SECOND GENERATION ABATEMENT STRATEGIES FOR NOX, NH3, SO2 AND VOC. IVL REPORT B1098.

GRISEL, L., JENSEN, A.A., AND KLOPFER, W. IMPACT ASSESSMENT WITHIN LCA, BRUXELLES: 1994.PP. 1 -27.

GUINÉE, J.B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ASSIES, J.A., HUELE, R. AND VAN OERS, L. (1991): MANUAL FOR THE ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ANALYSIS OF PRODUCTS; OUTLINE. FIRST DRAFT VESION (MARCH 1991). CENTRE OF ENVIRONMENTAL STUDIES, LEIDEN UNIVERSITY, LEIDEN, THE NETHERLANDS.

GUINEE, J.B., UDO DE HAES, H.A., AND HUPPES, G. QUANTITATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS - 1:GOAL DEFINITION AND INVENTORY. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION 1(1):3-13, 1992.

GUINÉE, J. AND HEIJUNGS, R. (1992) : CLASSIFICATION FACTORS FOR TOXIC SUBSTANCES WITHIN THE FRAMEWORK OF LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCT. CML PAPER NO. 11. CENTRE OF ENVIRONMENTAL STUDIES, LEIDEN UNIVERSITY, LEIDEN, THE NETHERLANDS.

GUINÉE, J. AND HEIJUNGS, R. (1993): A PROPOSAL FOR THE CLASSIFICATION OF TOXIC SUBSTANCES WITHIN THE FRAMEWORK OF LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS. CHEMOSPHERE, 26, 1925-1944.

GUINEE, J.B., HEIJUNGS, R., UDO DE HAES, H.A., AND HUPPES, G. QUANTITATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS - 2:CLASSIFICATION, VALUATION AND IMPROVEMENT ANALYSIS. JOURNAL OF CLEARER PRODUCTION 1 (2):81-91,1993.

GUINEE, J.B. DEVELOPPEMENT OF A METHODOLOGY FOR THE ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS.CML. 225 P, 1995.THÈSE DE DOCTORAT.

HABERSATTER, K. BILAN ÉCOLOGIQUE DES MATÉRIAUX D'EMBALLAGE, ÉTAT EN 1990. BERNE (SUISSE): BUWAL, CAHIER DE L'ENVIRONNEMENT N° 132, 1990, 262 P.

HABERSATTER, K. (1991) : OEKOBILANZ VON PACKSTOFFEN STAND 1990. SCHRIFTENREIHE UMWELT NR. 132. BUDESAMT FUR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (BUWAL), BERN, SWITZERLAND.

HAUSHILD, M., WENZEL, H., DAMBORG, A. AND TORSLOV, J.: METHODS FOR SCREENING AND QUANTITATIVE ASSESSMENT OF ECOTOXICITY IN LIFE CYCLE ANALYSIS OF PRODUCTS. 2ND DRAFT, PRESENTED AT THE SETAC/SECOTOX WORKSHOP JANUARY 7-8, 1993 IN LYNGBY, DENMARK.

HEIJUNGS, R. ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS, GUIDE. LEIDEN (THE NETHERLANDS): CENTRE OF ENVIRONMENTAL SCIENCE, 1992(A), 96 P.

HEIJUNGS, R. ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS, BACKGROUNDS. LEIDEN (THE NETHERLANDS): CENTRE OF ENVIRONMENTAL SCIENCE, 1992(B), 130 P.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J.B., HUPPES, G., LANKREIJER, R.M., UDO DE HAES, H.A., WEGENER SLEESWIJK, A., ANSEMS, A.M.M., EGGELS, P.G., VAN DUIN, R., AND GOEDE, H.P. (1992): ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS. GUIDE AND BACKROUND. OCTOBER 1992. CML, LEIDEN UNIVERSITY, LEIDEN, THE NETHERLANDS.

HEIJUNGS, R. A GENERIC METHOD FOR THE IDENTIFICATION OF OPTIONS FOR CLEANER PRODUCTS. ECOLOGICAL ECONOMICS : 1-13, 1993.

HENDRIKS, C.F. ENVIRONMENTAL IMPACT OF THE USE OF PRIMARY AND SECONDARY RAW CONSTRUCTION MATERIALS. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMANN, X.EMPA. GENÈVE, SUISSE:111:3-9, 1995.

HOFSTETTER, P. (1993): WEIGHING OF DIFFERENT ENVIRONMENTAL PROBLEMS. PAPER PRESENTED AT "ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT AND ITS APPLICATIONS". INVITATIONAL EXPERT SEMINAR, AMSTERDAM 9-10 JUNE, 1993. ORGANISED BY CML, LEIDEN UNIVERSITY, LEIDEN, THE NETHERLANDS.

HUGREL, C., ROUSSEAU, P., BLANQUART, B., VILLIEN, J., PROST, M., AND NAVARRO, A. COMPARAISON DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL GLOBAL DES MODES DE DÉPLACEMENT URBAIN SUR LA COMMUNAUTÉ URBAINE DE LYON. REVUE TRANSPORT SÉCURITÉ, 1996. (A PARAÎTRE)

HUNT, R.G., FRANKLIN, W.E., WELCH, R.O., CROSS, J.A. AND WOODALL, A.E. (1974): RESSOURCES AND ENVIRONMENTAL PROFILE ANALYSIS OF NINE BEVERAGE CONTAINER ALTERNATIVES. REPORT EPA/530/SW-91-C.

HUNT, R.G., SELLERS, J.D. AND FRANKLIN, W.E. (1992): RESSOURCE AND PROFILE ANALYSIS: A LIFE CYCLE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT FOR PRODUCTS AND PROCEDURES. ENV. IMPACT ASSESS. REV., 12, 245 - 269.

HUNT, R.G. LCA CONSIDERATIONS OF SOLID WASTE MANAGEMENT ALTERNATIVES FOR PAPER AND PLASTICS. RESOURCE, CONSERVATION AND RECYCLING 14:225-231,1995.

HUPPES, G. ALLOCATING IMPACTS OF MULTIPLE ECONOMIC PROCESSES IN LCA. PROCEEDINGS OF SETAC-EUROPE WORKSHOP ON ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS. CML, U.D.ANONYMOUS BRUXELLES, BELGIQUE:SETAC-EUROPE.,1991. F.S. 2-3 DEC 1991 .

HUPPES, G. MACRO-ENVIRONMENTAL POLICY: PRINCIPLES AND DESIGN - WITH CASES ON MILK PACKAGING, CADMIUM, PHOSPHORUS AND NITROGEN, AND ENERGY AND GLOBAL WARMING.CML. - 413,1993.

HUPPES, G. AND SCHNEIDER, F. PROCEEDINGS OF THE EUROPEAN WORKSHOP ON ALLOCATION IN LCA, LEIDEN, PAYS-BAS:1994.-171.

HUPPES, G., DUTHIL, C.E., AND VAN DEN BERG, N.W. BEGINNING LCA; A GUIDE INTO ENVIRONNEMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT, LEIDEN: 1995.-52.

HUSSEINI, A. AND KELLY, B. LIFE CYCLE ASSESSMENT, ENVIRONNEMENTAL TECHNOLOGY.ANONYMOUS ONTARIO, CANADA:CANADIAN STANDARD ASSOCIATION. Z760-94:1112,1994.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATIC CHANGE) (1992): 1992 IPCC SUPPLEMENT. IPCC SECRETARIAT, WOLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION, GENEVA, SWITZERLAND.

JENSEN, A.H., WINGE, U., BROBERG, O. (1992): MILJO- OG ARGEJDSMILJOVARDERING AF MATERIALER. MILJOPROJEKT NR 204. MILJOSTYRELSEN, COPENHAGEN, DENMARK.

KAUFFMAN, A. AND GHEBHART, C. COMPARAISON DES SYSTÈMES DE CHAUFFAGE AU PLAN DE L'ENVIRONNEMENT.LCPAE, INSA DE LYON. -75, 1991. F.S.PROJET DE FIN D'ÉTUDE EN GÉNIE ÉNERGÉTIQUE.

KELLY, B. LIFE CYCLE ASSESSMENT, ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY. ONTARIO (CANADA): CANADIAN STANDARDS ASSOCIATION, 1994, 112 P.

KEOLEIAN, G.A. THE APPLICATION OF LCA TO DESIGN. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION 1 (34): 143-149, 1993.

KIRSCH, P., LINDHOLM, T., AND RODHE, H. LCA AS A TOOL FOR DECISION MAKING, COMPLICATIONS AND LIMITATIONS. OECD-IEA EXPERT WORKSHOP ON LCA: METHODS AND EXPERIENCE. ANONYMOUS ANONYMOUS PARIS, FRANCE:OECD-IEA., 1992.

LABOUZE, E. A UNIVERSAL LAW FOR SCALING ANTHROPOGENIC HAZARD. A BASE FOR THEORY OF MAN-MADE CHANGES. SOUMIS A NATURE, LONDON, JUILLET 1996.

LABOUZE, E., ROEDERER, O. & FROELISH D. RATING THE DATA QUALITY IN LIFE CYCLE ANALYSIS : A PRACTICAL APPROACH IN AUTOMOTIVE'S LCA. PAPER FOR THE SIXTH SETAC-EUROPE ANNUAL MEETING, MAY 1996 (SICILIA).

LABOUZE, E. UN CADRE METHODOLOGIQUE POUR UNE APPROCHE OPERATIONNELLE DE LA COMPTABILITE, DEC. 1995, 272, PP 77-85.

LABOUZE, E. & LABOUZE, R. QU'EST-CE QU'UN ÉCOBILAN ? REVUE FRANÇAISE DE COMPTABILITÉ, 1991, 71-79.

LABOUZE, E. BATIR AVEC L'ENVIRONNEMENT : ENJEUX ECOLOGIQUES ET INITIATIVES INDUSTRIELLES, ED. L'ENTREPRENEUR, 1993, 173 P. ISBN : 2-9092246-09-4 OUVRAGE RÉALISÉ POUR LE MINISTÈRE DU LOGEMENT.

LABOUZE, E. LA HIERARCHISATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX, PAPIER PRÉSENTÉ AUX JOURNÉES TECHNIQUES SUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES BATIMENTS, ADEMA-BRISCU, SEP. 1993, SOPHIA-ANTIPOLIS.

LINDFORS, L.G., CHRISTIANSEN, K., HOFFMAN, L., VIRTANEN, Y., JUNTILLA, V., LESKINEN, A., EKVAL, T., AND FINNVEDEN, G. LCA-NORDIC - TECHNICAL REPORTS N°1-9. ENVIRONMENT. COPENHAGEN:NORDIC COUNCIL OF MINISTERS. TEMANORD 1995:502, 1995.

LUBKERT, B., VIRTANEN, Y., AND MUHLBERGER, M. LIFE CYCLE ANALYSIS - IDEA - AN INTERNATIONAL DATABASE FOR ECOPROFILE ANALYSIS - A TOOL FOR DECISION MAKERS. WORKING PAPER. ANONYMOUS LAXENBURG, AUTRICHE:LLASA. WP-91-30, 1991.

LUNDHOLM, M.P. AND SUNDSTROM, G. RESOURCE AND ENVIRONMENTAL IMPACT OF TETRA BRIK ASEPTIC CARTON AND OF REFILLABLE AND NON REFILLABLE GLASS BOTTLES. SUNDSTROM AB. MALMO, SUÈDE:TETRA BRIK. -173, 1985.

LUNDHOLM, M. AND SUNDSTROM, G. TETRA BRICK ASEPTIC ENVIRONMENTAL PROFILE. PRAIRIE VILLAGE, KANSAS (USA): FRANKLIN ASSOCIATES LTD, 1989, 36 P.

MARION, J. AND VALENDUC, G. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE: DES OUTILS DE TECHNOLOGY ASSESSMENT, NAMUR:FONDATION TRAVAIL-UNIVERSITÉ, 1993.PP. 1-144.

MARION, J.Y., VALENDUC, G., VENDRAMIN, P., HUYBRECHTS, D., BERLOZNICK, R., WOUTERS, G., HELLENBRANDT, S., AND TEICHERT, V. LES ÉCOBILANS: UTILITÉ ET LIMITES D'UN OUTIL DE CONSULTATION ET D'AIDE À LA DÉCISION. OUTIL POUR UN DÉVELOPPEMENT DURABLE. BRUXELLES, BELGIQUE:FONDATION DU ROI BAUDOIN. D/1995/2848/07-216,1995.

MEKEL, O.C.L., HUPPES, G., AND GUINNEE, J. ENVIRONMENTAL EFFECTS OF DIFFERENT PACKAGE SYSTEMS FOR FRESH MILK. DIVISION ENVIRONMENT & POLICY. ANONYMOUS LEIDEN, PAYS-BAS:CML. 70, 1990.

NORDIC COUNCIL PRODUCT LIFE CYCLE ASSESSMENT, COPENHAGUE:NORD, 1992.PP.1-288.

OFPE BILAN ÉCOLOGIQUE DES MATÉRIAUX D'EMBALLAGE. CAHIERS DE L'ENVIRONNEMENT. ANONYMOUS BERNE, SUISSE: OFFICE FÉDÉRAL DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT. N°24-79, 1984.

OSTERMARK, U. RE-USE VERSUS RECYCLING OF PET-BOTTLES A CASE STUDY OF AMBIGUITIES IN LIFE CYCLE ASSESSMENT. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMAN, SUISSE:2:249-253, 1995.

PEDERSEN, B. (1991): HCADER ET BAEREDYGTIGT RESSURCEFORBRUG ? TVAERFAGLIGT CENTER, DANMARKS TEKNISKE HOJSKOLE, LYNGBY, DENMARK.

PEDERSEN, B. AND CHRISTIANSEN, K. A META-REVIEW ON PRODUCT LIFE ASSESSMENT. IN: PRODUCT LIFE CYCLE ASSESSMENT - PRINCIPLES AND METHODOLOGY, COPENHAGUE: NORD, 1992, P. 24-104.

PICTET, J. DEPASSER L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE: PROCEDURE D'ETUDE ET D'INSERTION DANS LA DECISION GLOBALE. LAUSANNE (SUISSE): PRESSE POLYTECHNIQUES ET UNIVERSITAIRE ROMANDES, COLLECTION META. ISBN 2-88074-324-9, 1996, 187 P.

ROSKAMP, H. AND HOEFNAGELS, F. DRIE BESTEMMINGEN VOOR FOSFOGIPS: EEN LCA-LEERPROJECT. PAYS-BAS: MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT. W-DWW-94526-179, 1994.

ROUSSEAU, P. EVALUATION COMPARATIVE DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL GLOBAL (ECIEG) DU CYCLE DE VIE DES PRODUITS. THÈSE DE DOCTORAL: INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES DE LYON, 1993, 276 P.

ROUSSEAU, P. OBSERVATOIRE DES CHANGEMENTS ÉCOLOGIQUES DU GRAND LYON (OCEGLY): DESCRIPTEURS DE SUIVI DE L'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT. LYON, FRANCE: COMMUNAUTÉ URBAINE DE LYON (MISSION ÉCOLOGIE URBAINE). -72, 1994.

ROY, B. ET BOUYSSOU, D. AIDE MULTICRITÈRE A LA DECISION: METHODES ET CAS. UNIVERSITE DE PARIS DAUPHINE, LAMSAD, 1993, 250 P.

RUBIK, F. AND BAUMGARTNER, T. (1992): EVALUATION OF ECO-BALANCES. EUR14737-EN. COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, LUXEMBOURG.

RYDING, S. FROM CRADLE TO GRAVE; TIME TO TAKE THE FINAL STEP TO ADOPT ENVIRONMENTAL PRIORITY STRATEGIES IN PRODUCT DEVELOPMENT AND WASTE MINIMIZATION. STOCKHOLM (SWEDEN): FEDERATION OF SWEDISH INDUSTRIES, 1992, 23 P.

SELLERS, V.R. AND SELLERS, J.D. COMPARATIVE ENERGY AND ENVIRONMENTAL IMPACTS FOR SOFT DRINK DELIVERY SERVICES. ANONYMOUS PRAIRIE VILLAGE, KANSAS, USA: FRANKLIN ASSOCIATES LTD., 1989. F.S.

SCHMIDT, A., JELNES, J.E., HANSEN, L.E. AND JENSEN, AA (1992) HEALTH IMPACTS AND LIFE-CYCLE ASSESSMENT. IN "PRODUCT LIFE CYCLE ASSESSMENT", 232-260.

SCHNEIDER, F. ANALYSING WASTE RECOVERY AS A SWITCH OF CASCADE SYSTEMS. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMANN, X. EMPA. GENÈVE, SUISSE:1:261-267, 1995.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). A TECHNICAL FRAMEWORK FOR LIFE-CYCLE ASSESSMENT. SMUGGLERS NOTCH, VERMONT (USA): WORKSHOP REPORT, AUGUST 1991, 134 P.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY - EUROPE (SETAC). LIFE CYCLE ASSESSMENT: INVENTORY, CLASSIFICATION, VALUATION, DATA BASES. LEIDEN (THE NETHERLANDS): WORKSHOP REPORT, DECEMBER 1991, 146 P.

SETAC LIFE CYCLE ASSESSMENT. WORKSHOP REPORT, POSTDAM, GERMANY. ANONYMOUS ANONYMOUS BRUXELLES, BELGIQUE: 1992.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). A CONCEPTUAL FRAMEWORK FOR LIFE-CYCLE IMPACT ASSESSEMNT. SANDESTIN, FLORIDA (USA): SETAC FOUNDATION FOR ENVIRONMENTAL EDUCATION, INC., 1993, 160P.

STEEN, B. AND RYDING, S.-O. (1993): THE EPS-ENVIRO-ACCOUNTING METHOD. AN APPLICATION OF ENVIRONMENTAL ACCOUNTING PRINCIPLES FOR EVALUATION AND VALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT IN PRODUCT DESIGN. IVL REPORT NO B1080, IVL, GOTHENBURG, SWEDEN.

STEINERT, M. PALLET PRODUCTION BY RECYCLING OF DEFINED MIXED PLASTICS. R'95 CONGRESS PROCEEDING. BARRAGE, A. AND EDELMANN, X. EMPA. GENÈVE, SUISSE:111:151-154, 1995. F.S.1995.5. ORIGINAL. INSA.

TELLUS, INSTITUTE (1992): THE TELLUS PACKAGING STUDY. TELLUS INSTITUTE, BOSTON, MA, U.S.A.

TILLMAN, A.M., BAUMANN, H., ERIKSSON, E., AND RYDBERG, T. LIFE-CYCLE ANALYSES OF SELECTED PACKAGING MATERIALS - QUANTIFICATION OF ENVIRONMENTAL LOADINGS. PACKAGING AND THE ENVIRONMENT. ANONYMOUS GÖTEBORG, SUÈDE: CHALMERS INDUSTRIE TEKNIK. SOU 1991:77206.

TILLMAN, A.M. PRINCIPLES FOR CHOICE OF SYSTEM BOUNDARIES IN LIFE CYCLE ASSESSMENT OF FOOD PRODUCTS. PROCEEDINGS OF THE FIRST EUROPEAN INVITATIONAL EXPERT SEMINAR ON LIFE CYCLE ASSESSMENT OF FOOD PRODUCTS. WEIDEMA, B. P. LYNGBY, DANEMARK: TECHNICAL UNIVERSITY OF DENMARK. :9-24, 1993.

UDO DE HAES, H.A. APPLICATIONS OF LIFE CYCLE ASSESSMENT: EXPECTATIONS, DRAWBACKS AND PERSPECTIVES. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION 1(3-4):131-137, 1993.

UDO DE HAES, H.A. AND HUPPES, G. THE POSITION OF LCA IN RELATION TO OTHER ENVIRONMENTAL DECISION TOOLS. PROCEEDINGS OF THE FOURTH SETAC-EUROPE CONGRESS, INTEGRATION OF IMPACT ASSESSMENT IN LCA. ANONYMOUS SETAC-EUROPE. BRUXELLES, BELGIQUE: 1994.

VAN DEN BERG, N.W. AND DUTILH, C.E. BEGINNING LCA; A GUIDE INTO ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE ASSESSMENT. LEIDEN (THE NETHERLANDS): CENTER OF ENVIRONMENTAL SCIENCE, 1995, 52 P.

VIGON, B.W., CORNABY, B.W., AND PROFFITT, J.R. CHOOSING THE PREFERRED ENVIRONMENTALLY COMPATIBLE MATERIALS: A PLAN FOR SUCCESS. PACKAGING :20-23, 1990.

VRIJE UNIVERSITEIT BRUSSEL, VITO, AND BELGIAN PACKAGING INSTITUTE PROPOSAL OF A STANDARD METHODOLOGY FOR LCA FOR PACKAGING. ANONYMOUS BELGIQUE: COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE, DGXI/A/4. INTERIM REPORT, 1994.

WEGENER SLEESWIJK, A. LIFE CYCLE ASSESSMENT OF WHEAT FERTILIZATION: METHODOLOGICAL ASPECTS AND RESULTS. LIFE CYCLE ASSESSMENT OF FOOD PRODUCTS - PROCEEDINGS OF THE 1ST EUROPEAN INVITATIONAL EXPERT SEMINAR ON LIFE CYCLE ASSESSMENT OF FOOD PRODUCTS. PEDERSEN WEIDEMA B. LYNGBY, DANEMARK: LNTERDISCIPLINARY CENTER, TECHNICAL UNIVERSITY OF DANEMARK., 1993..

WENISCH, S., ROUSSEAU, P., GOBBEY, A., PASCUAL, C., AND NAVARRO, A. EVALUATION COMPARATIVE DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DE L'INCINÉRATION DES ORDURES MÉNAGÈRES AVEC VALORISATION ÉNERGÉTIQUE. REVUE GÉNÉRALE DE THERMIQUE, 1996. À PARAÎTRE.

ANNEXE : LISTE DES TUTEURS INDUSTRIELS RECORD

<u>Nom et Adresse</u>	<u>Numéro de téléphone</u>
SITA Madame Caroline ROUSSEAU 94 rue de Provence BP 693.09 75425 PARIS Cedex 09	Tél : (1) 53 21 20 00 Fax : (1) 53 21 22 00
PSA PEUGEOT CITROËN Mademoiselle Rozenn LE BORGNE DRAS RMT Centre SAMM Chemin de la Malmaison 91 570 BIEVRES	Tél : (1) 69 35 81 35 Fax : (1) 69 35 81 95
SOCOTEC DIRECTION ENVIRONNEMENT Monsieur Jacques SANCHEZ 3, avenue du Centre 78182 SAINT QUENTIN EN YVELINE Cdx	Tél : (1) 30 12 84 96 Fax : (1) 30 12 84 99
SOCOTEC DIRECTION ENVIRONNEMENT Madame Valérie MARMET 3, avenue du centre 78182 SAINT QUENTIN EN YVELINES Cdx	Tél: (1) 30 12 84 96 Fax: (1) 30 12 84 99
CALCIA-GROUPE CIMENTS FRANCAIS Monsieur Camille DEFOSSE Rue des Technodes BP 01 78931 GUERVILLE CEDEX	Tél : (1) 34 77 77 86 Fax : (1) 34 77 79 85
CIMENTS D'OBOURG Laboratoire de Recherche Appliquée Monsieur Christophe CHARRON B-7034 OBOURG	Tél : 19 32 65 35 84 52 Fax : 19 32 65 35 84 45
CREED Madame J. ENAUX Zone Portuaire de Limay Route de Hazay 78520 LIMAY	Tél : (1) 30 92 98 98 (standard) Fax : (1) 34 78 67 97
RHONE-POULENC Madame Edith CERBELAUD 24, avenue Jean Jaurès BP 166 69151 DECINES CHARPIEU CEDEX	Tél : 72 05 23 97 Fax : 72 05 23 50
SOLVAY FRANCE Monsieur D. AUSSEUR 12, cours Albert 1er 75383 PARIS Cedex 08	Tél : (1) 40 75 80 00 Fax : (1) 45 63 57 28
GAZ DE FRANCE Madame Kim BOYTARD Direction de la Recherche 361, avenue du Pdt Wilson BP 33 93211 LA PLAINE SAINT DENIS	Tél : (1) 49 22 50 49 Fax : (1) 49 22 53 75
EDF Renardières Mme Sandra GASSER BP 1 77250 MORET SUR LOING	Tél : (1) 60 73 74 14 (1) 60 73 75 27
RENAULT Monsieur Olivier ROEDERER Direction Projet Recyclage 160, avenue de Versailles 75016 PARIS	Tél : (1) 44 30 21 19 Fax : (1) 44 30 21 21

Organisme	ADEME	Statut	Administration
Nom	VOLLE		
Adresse	27, rue Louis Vicat, 75 015 Paris		
Pays	France		
Tel	(33) 1 47-65-22-67		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés	Energie, Transport, Traitement des déchets, Chimie, Batiment, Autre		
Systèmes étudiés			

Organisme	AFNOR	Statut	Administration
Nom	POUPET		
Adresse	Tour Europe, Cedex 7, 92049 Paris la Défense		
Pays	France		
Tel	(33) 1 42-91-56-56		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés	Energie, Transport, Traitement des déchets, Chimie, Batiment, Autre		
Systèmes étudiés	Norme NF X30 300		

Organisme	Aspinwall environmental strategy	Statut	Bureau d'études
Nom	Mark Line		
Adresse	Walford Manor, Baschurch, Shrewsbury, Shropshire, SY42HH		
Pays	Angleterre		
Tel	(44) 939 261144		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		

Organisme	Ass. of plastic manufacturers in Europe	Statut	Association
Nom	Griffiths		
Adresse	Av. E Van Nieuwenhuysse		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 2 675 3297		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Plastiques		

Organisme	Bio Intelligence Service	Statut	Bureau d'études
Nom	Eric Labouze		
Adresse	124 quai Louis Blériot 75 016 Paris		
Pays	France		
Tel	(33) 1 45 88 40 46		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Transport, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés			

Organisme	Bischoff, Dr Ernst SA	Statut	Bureau d'études
Nom	Ernst Bischoff		
Adresse	CH-1801 Le Mont-Pelerin		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 21 923 53 31		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		

Organisme	BUWAL	Statut	Administration
Nom	Georg Karlaganis		
Adresse	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 3003 Bern		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 31 322 9311		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	Energie, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages, énergie		

Organisme	CAU	Statut	Bureau d'études
Nom	Walter KLOPFER		
Adresse	Am Romerhof 35, 6000 Frankfurt/Main 90, Postfach 60486		
Pays	Allemagne		
Tel	(49) 69 7908 2271		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés	Emballages, Produits sanitaires, Matériau de construction, Textile		

Organisme	CEE, DGXI	Statut	Administration
Nom	Paul Bristow		
Adresse	Rue de la loi 200, B-1049 Bruxelles		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 2 299 1111		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés	Energie, Transport, Traitement des déchets, Chimie, Batiment, Autre		
Systemes étudiés	Labellisation des produits de consommation		

Organisme	Centre for Energy Conservation	Statut	Centre de recherche
Nom	Hein Sas		
Adresse	Cen.voor energiebesparing, Oude Delft 180, 2611HH Delft		
Pays	Pays Bas		
Tel	(31) 15 150150		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	Energie		
Systemes étudiés	ACV des produits		

Organisme	Chalmers industriteknik	Statut	Centre de recherche
Nom	Goran Svensson		
Adresse	CIT EKO., Chalmers teknipark, S41288, Goteborg		
Pays	Suède		
Tel	(46) 31 772 4000		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Chimie, Batiment		
Systemes étudiés	Emballages, matériaux de construction, développement de logiciel		

Organisme	CIMA	Statut	Centre de recherche
Nom	Sebastian Alber		
Adresse	1030 Vienne, Salesianergasse 1b/12		
Pays	Autriche		
Tel	(43) 1 713 6084		
Internet			
Activité principale	Outil Info		
Secteurs étudiés	Energie, Transport, Traitement des déchets, Chimie		
Systemes étudiés	Logiciel IDEA-emballages, énergie, transport		

Organisme	CML	Statut	Université
Nom	Udo de Haes		
Adresse	Leiden Uni., Garenmarkt 1°, PO Box9518, 2300RA,Leiden		
Pays	Pays bas		
Tel	(31) 71 277486		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages,		

Organisme	Coca Cola	Statut	Entreprise
Nom	George Bothwell		
Adresse	Chausée de Mons 1424, Steenweg Op Bergen, Bruxelles,1070		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 2 529 1500		
Internet			
Activité principale			
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballage		

Organisme	Comité Européen de Normalisation	Statut	Administration
Nom	Michel Jeanson		
Adresse	36 rue Stasart, 1050 Bruxelles		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 2 519 6811		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés	Energie, Transport, Traitement des déchets, Chimie, Batiment, Autre		
Systèmes étudiés			

Organisme	CSTB	Statut	Centre de recherche
Nom	JL Chevalier		
Adresse	2' rue J Fourier 38400 St Martin d'Hères		
Pays	France		
Tel	(33) 76 76 25 51		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Batiment		
Systèmes étudiés			

Organisme	Danish Env. Protection Agency	Statut	Administration
Nom	Helge Andreassen		
Adresse	Miljostyrelsen Strandgade 29 DK Copenhagen		
Pays	Danemark		
Tel	(45) 32 660 100		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés	, Autre		
Systèmes étudiés	Labellisation papiers		

Organisme	Design Research Centre	Statut	Centre de recherche
Nom	Steven Blanchard		
Adresse	Egham, Surrey TW20 OJZ		
Pays	Angleterre		
Tel	(44) 784 431341		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Autre		
Systèmes étudiés	Conception de produit		

Organisme	Dow Europe SA	Statut	Entreprise
Nom	Claude Fussler		
Adresse	Bachtobelstrasse 3, PO Box, CH 8810 Horgen		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 1 728 2111		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Plastiques, produits chimiques et pharmaceutiques		

Organisme	Ecobilan	Statut	Bureau d'études
Nom	Pierre-François Baisnée		
Adresse	14 Bd Saint Michel, 75 006 Paris		
Pays	France		
Tel	(33) 1 43 29 32 33		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	Energie, Traitement des déchets, Chimie, Batiment, Autre		
Systèmes étudiés			

Organisme	Ecole des Mines, Dep. Energétique	Statut	Centre de recherche
Nom	Bruno Peuportier		
Adresse	60 bd St Michel 75272 Paris cedex06		
Pays	France		
Tel	(33) 1 40 51 91 52		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	Energie		
Systèmes étudiés			

Organisme	EMPA	Statut	Administration
Nom	Edelmann		
Adresse	Unterstrasse 11, 9001 St Gallen		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 71 300199		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie, Autre		
Systèmes étudiés	Détergents, aliments, emballages		

Organisme	EPA	Statut	Administration
Nom	Mary Ann Curran		
Adresse	26 West Martin Luther King Drive, Cincinnati, Ohio 45268		
Pays	Etats Unis		
Tel	(1) 513 569 7837		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés			

Organisme	ESIGEC	Statut	Université
Nom	Catherine Buhé		
Adresse	Savoie Technolac 73376 Le Bourget du Lac Cedex		
Pays	France		
Tel	(33) 79 75 88 21		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Batiment		
Systèmes étudiés			

Organisme	Fondation Travail-Université	Statut	Association
Nom	Jean-Yves Marion		
Adresse	Rue de l'Arsenal,5 B-5000 Namur		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 81 725122		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés	, Autre		
Systèmes étudiés			

Organisme	Ford	Statut	Entreprise
Nom	Hans-Martin Beyer		
Adresse	Ford-Werke AG, NG/DF Henry-Ford-Strass.1, 5000 Cologne		
Pays	Allemagne		
Tel	(49) 221 9012115		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Transport		
Systèmes étudiés	ACV voiture (projet)		

Organisme	Franklin Ass.	Statut	Bureau d'études
Nom	Robert Hunt		
Adresse	4121West 83rdStreet, Suite108, PrairieVillage, Kansas 66208		
Pays	Etats Unis		
Tel	(1) 913 649 2225		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés	Emballages, matériaux de batiment		

Organisme	Fraunhofer Institut	Statut	Centre de recherche
Nom	Holley		
Adresse	FhGILV,Schragenhofstrasse 35, D-4000 Munchen50		
Pays	Allemagne		
Tel	(49) 89 14900920		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	Energie, Traitement des déchets, Chimie		
Systèmes étudiés	Bases de données énergie et effluents liquides, ACV emballages		

Organisme	German Federal Env. Agency	Statut	Administration
Nom	Harald Neitzel		
Adresse	Umweltbundesamt, Bis marckplatz, 14193 Berlin		
Pays	Allemagne		
Tel	(49) 30 89031		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés	Labellisation		
<hr/>			
Organisme	IIASA	Statut	Centre de recherche
Nom	Sten Nilson		
Adresse	A-2361 Laxenburg		
Pays	Autriche		
Tel	(43) 2236 7152210		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Recyclage papier		
<hr/>			
Organisme	IMSA	Statut	Bureau d'études
Nom	Peter Erik Ywema		
Adresse	Emmastraat 16, NL-1075 HT Amsterdam		
Pays	Pays Bas		
Tel	(31) 20 66 20 696		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		
<hr/>			
Organisme	INERIS	Statut	Centre de recherche
Nom	Isabelle Blanc		
Adresse	Parc Techno.ALATA, BP2, 60550 Verneuil en Halatte		
Pays	France		
Tel	(33) 44 55 65 41		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Batiment		
Systèmes étudiés			
<hr/>			

Organisme	INSA de Lyon, LAEPSI	Statut	Université
Nom	Patrick ROUSSEAU		
Adresse	20 av. A. Einstein, 69621 Villeurbanne cedex		
Pays	France		
Tel	(33) 72-43-82-46		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Transport, Traitement des déchets, Chimie, Autre		
Systèmes étudiés	[Emballages] [Chauffage] [Collectivité] [Sol pollué] [Incinération] [décharge]		
<hr/>			
Organisme	IOW	Statut	Centre de recherche
Nom	Frider Rubik		
Adresse	Rechte Wienzelle 19/5, 1043 Vienna		
Pays	Autriche		
Tel	(43) 1 5872189		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés			
<hr/>			
Organisme	ISO	Statut	Administration
Nom	Neil Cook		
Adresse	1 rue de Varembe, Case Postal 56, CH 1211 Genève 20		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 22 7490111		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés			
<hr/>			
Organisme	Istituto de Ricerche ambiente Italia	Statut	Centre de recherche
Nom	Maria Berrini		
Adresse	Via Carlo Poerio 39, 20129 Milan		
Pays	Italie		
Tel	(39) 2 2940 6175		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Traitement des déchets, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés			
<hr/>			

Organisme	IVL	Statut	Centre de recherche
Nom	Lars-Gunnar Lindfors		
Adresse	Box 21060, S100 31 Stockholm		
Pays	Suède		
Tel	(46) 8 729 1500		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Autre		
Systèmes étudiés	ACV produit		

Organisme	KRUGER	Statut	Bureau d'études
Nom	Kim Christiansen		
Adresse	Gladsaxevej 363, DK-2860 Soeborg		
Pays	Danemark		
Tel	(45) 395 2017		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie, Autre		
Systèmes étudiés	Plastiques, solvants, aliments		

Organisme	LCANET	Statut	Association
Nom	Nicoline Wrisberg		
Adresse	CML, PO box 9518, 2300 RA Leiden		
Pays	Pays Bas		
Tel	(31) 71 527 7477		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés	LCANET=European Network for Strategic LCA research and Development		

Organisme	MCKINSEY & Company INC	Statut	Bureau d'études
Nom	Peter Bruun		
Adresse	Ved Stranden 14, 1061 Copenhagen		
Pays	Danemark		
Tel	(45) 3393 3030		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	HCFC-22, dichlorométhane, polycarbonate		

Organisme	MIGROS	Statut	Entreprise
Nom	Petre Meier		
Adresse	Logistik, Limmatstrasse 152, 8005 Zurich		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 1 277 2111		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		

Organisme	Ministère de l'Environnement	Statut	Administration
Nom	Ventère		
Adresse	DPPR, 14 bd du Général Leclerc, 92524 Neuilly sur Seine		
Pays	France		
Tel	(33) 1 40 81 32 04		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés	Label vert		

Organisme	Nordic Council of ministers	Statut	Administration
Nom	Stig Hirsbak		
Adresse	Store Strandstraede 18, DK-1255 Copenhagen		
Pays	Danemark		
Tel	(45) 33114711		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés			

Organisme	OKO Institut EV	Statut	Centre de recherche
Nom	Rainer Griesshammer		
Adresse	Binzengrun 34a, 79038 Freiburg i BR		
Pays	Allemagne		
Tel	(49) 761 473031		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	Energie, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages, détergents, énergie renouvelables		

Organisme	Ostfold Research Foundation	Statut	Centre de recherche
Nom	Ole Jorgen Hanssen		
Adresse	Stiftelsen Ostfoldforskning Ostfold POBox276,1061Fredrikstad		
Pays	Norvège		
Tel	(47) 69 34 19 00		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Peintures, carburants		

Organisme	Pre Consultant	Statut	Bureau d'études
Nom	Mark Goedkoop		
Adresse	Bergstraat6, 3811 NH Amersfoort		
Pays	Pays Bas		
Tel	(31) 33 611046		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Transport, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés			

Organisme	Procter & Gamble	Statut	Entreprise
Nom	Nick de Oude		
Adresse	Euro.Tech. Center, Temselaan 100, 1853 Strombeek Bever		
Pays	Belgique		
Tel	(49) 6196 89 4998		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Détergents, emballages		

Organisme	SETAC Europe	Statut	Association
Nom	Claudine Ruttens		
Adresse	Av. E. Mounier 83, Box 1, 1200 Bruxelles		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 2 7727281		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés	Développement ACV		

Organisme	SPOLD	Statut	Association
Nom	Claude Fussler		
Adresse	Av E Mounier 83, Box 1, 1200 Bruxelles		
Pays	Belgique		
Tel	(32) 2 772 8377		
Internet			
Activité principale	Normalisation/Réglementation		
Secteurs étudiés			
Systèmes étudiés	SPOLD=Society for the promotion of LCA development		

Organisme	Swiss Federal Inst. Techno.	Statut	Université
Nom	Olivier Jolliet		
Adresse	Hydram Gr-Ecublens, CH 1015 Lausanne		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 21 693 7077		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie, Autre		
Systèmes étudiés	Agriculture, Pesticides		

Organisme	Technical University of Zurich (ETH)	Statut	Université
Nom	Kurt Habersatter		
Adresse	ETH-Zentrum, CH 8092 Zurich		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 1 256 2506		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		

Organisme	Tetra Pak	Statut	Entreprise
Nom	Per Osterlof		
Adresse	Env. Dep., PO Box 181, 1009 Pully		
Pays	Suisse		
Tel	(41) 21 729 2111		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		

Organisme	The Body Shop International	Statut	Entreprise
Nom	David Wheeler		
Adresse	Watersmead, Littlehampton, West Sussex BN17 6LS		
Pays	Angleterre		
Tel	(44) 903 731500		
Internet			
Activité principale			
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Cosmétiques		
<hr/>			
Organisme	The open University	Statut	Université
Nom	Boustead		
Adresse	2 Black Cottages, Worthing Road, West Grinstead, RH13 7BD		
Pays	Angleterre		
Tel	(44) 403 864561		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	Energie, Chimie, Batiment		
Systèmes étudiés	emballages, matériaux de construction, plastiques		
<hr/>			
Organisme	TNO Industrial Research	Statut	Centre de recherche
Nom	A Van Dam		
Adresse	Schoemakerstraat		
Pays	Pays Bas		
Tel	(31) 15 69 64 83		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systèmes étudiés	Emballages		
<hr/>			
Organisme	Universitat Stuttgart	Statut	Université
Nom	Schukert		
Adresse	Boblinger Str 78, D-70199 Stuttgart		
Pays	Allemagne		
Tel	(49) 711 6412263		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Transport		
Systèmes étudiés	LCI automobile		
<hr/>			

Organisme	University of Lund	Statut	Université
Nom	Thomas Lindhqvist		
Adresse	Dep. of Ind. Env. Economics		
Pays	Suède		
Tel	(46) 46 109149		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Chimie, Batiment		
Systemes étudiés	Procédés de fabrication		

Organisme	Utrecht University	Statut	Université
Nom	Evert Nieuwlaar		
Adresse	Dep. of Science, Padualaan 14, 3584 CH Utrecht		
Pays	Pays Bas		
Tel	(31) 30 2537607		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	Energie		
Systemes étudiés			

Organisme	VOLVO	Statut	Entreprise
Nom	Axel Wenblad		
Adresse	S-405 08 Gothenburg		
Pays	Suède		
Tel	(46) 31 590000		
Internet			
Activité principale	Réalisation d'ACV		
Secteurs étudiés	, Transport		
Systemes étudiés			

Organisme	Waseda University	Statut	Université
Nom	Katsuya Nagata		
Adresse	Dep. Mech. Eng.,3-4-1Okubo,Shinjyukuku, Tokyo		
Pays	Japon		
Tel	(81) 3 32024141		
Internet			
Activité principale	Méthodologie		
Secteurs étudiés	, Chimie		
Systemes étudiés			



RE.CO.R.D.

ETUDE N° 95-1001/1A

RAPPORT FINAL

Tome II

ACV, OUTILS D'AIDE A LA DECISION INDUSTRIELLE ?

**ANALYSE CRITIQUE DE L'EXISTANT,
RECOMMANDATIONS METHODOLOGIQUES,
PROPOSITIONS D'AXES DE RECHERCHE**

septembre 1996

J. de GREAVE - ATC Liège

E. LABOUZE - BIO Intelligence Service

P. ROUSSEAU - LAEPSI INSA de Lyon

TABLE DES MATIERES

ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)

PRISE EN COMPTE DE LA TOXICITE ET DE L'ECOTOXICITE DANS LES ACV

A. Avant-Propos	5
B. Introduction	6
1. Rappel succinct de quelques concepts ou notions importantes en toxicologie	6
1.1. Toxicité	6
1.2. Intoxication	6
1.3. La réponse (ou effet direct)	8
1.4. L'effet	9
1.5. L'effet environnemental	9
1.6. L'impact	10
1.7. Les indicateurs d'impact environnementaux	10
1.8. Le danger	11
1.9. Le risque	12
1.10. Le modèle biologique	13
1.11. les systèmes environnementaux	13
1.12. Le bilan écologique	14
2. Toxicité(s) et analyse du cycle de vie	14
La production	16
La consommation	17
L'élimination (décomposition)	17
C. Toxicité et écotoxicité en relation avec les ACV	19
1. Les principales étapes du cycle de vie	19
2. Evaluation des principaux impacts classés par étape du cycle de vie	19
2.1. La production	19
2.2. La consommation	22
2.3. L'élimination	23
3. Inventaire des principaux indicateurs d'impacts retenus dans les ACV	25
3.1. Evaluation des indicateurs d'impact par milieu récepteur	25
3.2. Evaluation des facteurs d'impact par effets environnementaux	27
3.3. Inventaire des principaux indicateurs de danger	31
3.3.1. Indicateurs de danger et milieux physiques récepteurs	32
3.3.2. Indicateurs de danger et effets exercés sur l'homme et les espèces des milieux naturels	33

3.3.2.1. Les indicateurs d'effets pour l'être humain	33
3.3.2.2. Les indicateurs d'effets pour l'ouvrier au travail	34
3.3.2.3. Les indicateurs d'effets et les milieux naturels	35
D. Production et toxicité	37
1. Impact sur les travailleurs	37
1.1. Introduction	37
1.2. Evaluation des impacts sur les risques encourus	38
1.2.1. Les quantités manipulées	38
1.2.2. La composition des matériaux et produits mis en jeu (rejets)	38
1.2.3. Les techniques industrielles utilisées	40
1.2.4. Les doses d'exposition aux toxiques et leur toxicité intrinsèque	40
1.2.5. La fréquence et la durée d'exposition	46
1.3. Approche du risque en fonction de la relation dose-effet ou réponse	46
1.4. Contrôle de l'évaluation du risque toxique calculé par les indicateurs d'impact	48
1.5. Les marqueurs biologiques d'impact-compléments à l'objectivation du risque	48
2. Impact sur la population et l'écosystème vivant à proximité d'installations industrielles	50
2.1. Impacts des gaz et poussières atmosphériques	51
2.2. Impacts des effluents liquides	52
E. Consommation, ACV et toxicité	61
1. Introduction	61
2. Consommateurs et intoxication à long terme	61
3. Problèmes toxicologiques associés à l'utilisation domestique d'agents chimiques	62
4. Problèmes écotoxicologiques associés à l'utilisation domestique d'agents chimiques	63
F. Décomposition et ACV	66
1. Introduction - La décharge	66
2. Analyse des impacts sur l'homme produits par les effluents gazeux et liquides	68
3. Analyse des impacts écotoxicologiques produits par les effluents gazeux et liquides	80
4. Autres approches méthodologiques de l'évaluation de l'impact environnemental des déchets	85
G. Toxicité des mélanges chimiques	88
1. Introduction	88

2. Le modèle ISS de l'EPA pour l'évaluation du risque carcinogénique	89
H. Autres méthodologies d'évaluation comparative de l'impact (éco)toxicologique dans l'optique ACV	93
I. Réflexions personnelles concernant le poids des aspects (éco)toxicologiques dans l'approche ACV	100
J. Conclusions générales	110
Liste inventaire des principales sources d'informations toxicologiques	117

Annexes

ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)

PRISE EN COMPTE DE LA TOXICITE ET DE L'ECOTOXICITE DANS LES ACV

A. AVANT-PROPOS

La prise en compte dans les ACV des aspects toxicologiques et écotoxicologiques représente une somme de difficultés et un défi majeur au plan méthodologique. Si les bilans de matières et d'énergie constituent des données aisément traitables selon un protocole expérimental plus ou moins quantifiable, l'étude des impacts toxiques et écotoxiques se prête difficilement à ce type d'approche.

L'effet du milieu sur les êtres vivants constitue une discipline particulièrement difficile de la toxicologie environnementale. La complexité du niveau des interactions entre les diverses composantes de l'écosystème et les conséquences multiples qui vont inévitablement en résulter, en particulier pour l'homme considéré comme une espèce biologique privilégiée, représente un obstacle majeur. Le contrôle de la validité des données, recueillies par des méthodes fondamentalement différentes, dans des conditions d'exposition très variables et leur intégration dans des modèles expérimentaux forcément imparfaits dans l'optique de préfigurer ce qui peut se passer au plan biologique, hypothéquent sérieusement toute solution approximative mettant en jeu que des équations simplistes.

Ni la toxicologie, ni l'environnement ne sont des matières aux équations immuables et simples, où chaque variable peut être tirée d'une table de données ou d'une abaque et où le choix d'un facteur de sécurité suffit à se prémunir de tout risque d'accident. Tout ce qui est biologique est vivant, donc complexe, changeant et imprévisible... presque par définition. La vérité n'existe pas; une certaine vérité n'y est jamais que le reflet d'une situation ponctuelle, soumise à modifications sous l'action de multiples facteurs dont la plupart reste aujourd'hui non maîtrisés. La complexité des concepts, la multitude des paramètres, l'extrême variabilité des réponses biologiques hypothéquent l'application rigoureuse de méthodes systématiques et universelles. Toute réduction artificielle de la complexité scientifique ou la prise de raccourcis dans le but de satisfaire la demande des décideurs ne serait pas souhaitable dans une telle discipline où la grande diversité des mécanismes susceptibles d'induire un ou plusieurs processus d'intoxication, même les plus discrets, constitue encore de nos jours une source d'énigmes difficiles à résoudre, surtout lorsqu'on est amené à prendre en compte des milieux environnementaux par nature très complexes.

Ce chapitre n'aura pour objectif modeste que la description (critique) des principaux éléments pris en compte au plan toxicologique dans une optique ACV évoquée pour la présence de composés chimiques. On commencera par le rappel de quelques notions ou concepts de base auxquels il sera fait largement référence dans cette étude.

B. INTRODUCTION

1. Rappel succinct de quelques concepts ou notions importantes en matière de toxicologie

La toxicologie fait appel à de nombreux concepts ou notions qu'il est important de définir sommairement afin de clarifier les idées du lecteur. Plusieurs termes feront ainsi l'objet d'une analyse approfondie : Toxicité - Intoxication - Réponse- Effet biologique - Effet environnemental - Impact - Indicateurs d'impact environnementaux - Danger - Risque - Modèle biologique - Ecosystème - Anthroposystème - Bilan écologique.

1.1. Toxicité

La toxicité d'un composant chimique (ou d'un mélange complexe de produits) concerne l'ensemble des propriétés nuisibles exercées vis-à-vis des organismes vivants. Limitée souvent aux aspects macroscopiques et aux cas d'intoxications aiguës, cette toxicité classique n'est guère adaptée aux problèmes environnementaux en raison d'un manque de données adéquatement classifiées. Elle rend l'information accessible aux non-initiés mais conduit à d'aveuglantes méprises pour qui s'en contente sans aborder les problèmes de fond. Les problèmes de toxicité et de pollution à caractère environnemental résultent d'une fonction complexe reliant la nature du (ou des) toxique(s), leur(s) concentration(s), le type et la durée de l'exposition ainsi que le modèle biologique concerné et sa susceptibilité.

L'approche de la toxicité peut se faire **par familles chimiques**; elle constitue une première classification qui a le mérite de présenter les problèmes dans leur diversité, leur spécificité et leurs aspects mécanistiques fondamentaux. On peut ainsi envisager différemment la toxicité des métaux, des pesticides, des additifs alimentaires, des déchets solides appartenant à une classe définie (les organochlorés volatils ...), des produits industriels de telle ou telle catégorie (basée sur la composition ou sur l'utilisation : huiles de coupe, lubrifiants ...). Lorsque la toxicité est considérée sur le long terme, on a aussi recours à une **classification plus "biologique" axée sur les effets** engendrés par les toxiques : on parlera alors de pouvoir mutagène, carcinogène, tératogène ou encore de toxicité hépatique, rénale, pulmonaire lorsque la cible est l'homme. En terme d'écotoxicité, on évoquera la productivité ou la croissance de végétaux (céréales ...); la résistance ou la prolifération d'indicateurs localisés (algues, plantes, insectes...); les populations d'organismes vivants (dans les rivières; les égouts ...); le potentiel biotique de populations contaminées; les effets sur la biomasse ... et cette liste est loin d'être exhaustive.

1.2. Intoxication

L'intoxication est le reflet des mécanismes et processus biologiques intervenant dans l'expression des manifestations à caractère toxique. Elle se développe différemment selon l'importance de la dose (une fonction qui peut s'avérer très complexe selon le scénario d'exposition), la durée et la fréquence d'exposition ainsi que l'acuité du risque encouru. On distinguera plusieurs niveaux d'intoxication : aiguë, sub-aiguë, chronique ou à très long terme.

L'**intoxication aiguë** représente la forme la mieux connue de la toxicologie; elle correspond en fait à la toxicologie médico-légale. Elle est associée à un effet immédiat résultant d'une dose,

souvent unique et importante, d'un seul type de toxique. C'est la toxicologie des accidents, crimes ou suicides se traduisant le plus souvent par des manifestations biologiques spectaculaires pouvant conduire à la mort rapide des individus concernés. Transposée à la toxicologie environnementale, cette notion ne s'applique qu'à des circonstances exceptionnelles de type catastrophe. Cette agression à court terme peut toutefois menacer localement la survie de diverses espèces.

L'**intoxication sub-aiguë** se rapporte aux expositions fractionnées dans le temps, sur des périodes ne dépassant pas quelques semaines. La dose de toxique n'atteint plus l'ensemble des cibles et des récepteurs biologiques mais seulement un nombre restreint d'entre eux. Pendant qu'une fraction du toxique atteint les cibles biologiques, l'autre partie du produit est biotransformée et excrétée. Le fractionnement des doses et leur étalement dans le temps donnent à la lésion biochimique fondamentale la possibilité d'évoluer, d'atteindre ou non un stade de lésion cellulaire, tissulaire ou fonctionnelle pouvant alors provoquer la mort cellulaire et des désordres plus sérieux.

Dans la grande majorité des cas, l'étape de métabolisation inactive le produit au plan toxicologique mais il peut arriver qu'elle aboutisse aussi à la formation de composés plus actifs (plus toxiques). Dans ce type d'intoxication, l'organisme a le temps de réagir contre l'action du toxique en le neutralisant (métabolisation, excrétion) et/ou en s'adaptant par des mécanismes biochimiques alternatifs de défense (adaptation, accoutumance, compensation ...). Ces mécanismes sont bien évidemment liés aux espèces biologiques considérées; les espèces les plus développées résistant le mieux à ce type d'intoxication. Au sein d'une même espèce, on peut enregistrer une certaine variabilité au niveau de la réponse biologique ne serait ce qu'en raison de l'impact produit par des paramètres individuels comme l'état de santé, l'âge, le sexe

L'**intoxication chronique** n'est plus responsable d'une mortalité immédiate observable. Elle est le fait d'expositions fréquentes, à des doses relativement faibles de toxiques étalées sur de longues périodes. Les facteurs individuels évoqués ci-dessus (sensibilité, adaptabilité, variabilité...) prennent davantage d'importance que la quantité de toxique absorbée. La toxicité des substances chimiques n'est plus envisagée sous le même angle; les cibles diffèrent et l'intensité de la "lésion" peut s'avérer indécélable.

Au plan de l'espèce humaine, l'intoxication chronique correspond à la toxicologie industrielle, identifiée par la surveillance des postes de travail. A l'usine, un travailleur sera soumis, à raison de huit heures par jour, cinq jours par semaine et pendant 30 à 40 ans de sa vie professionnelle, à des agents toxiques de toute nature qui peuvent affecter ses voies respiratoires, sa peau ou toute autre fonction biologique vitale.

La toxicité des produits s'évalue alors selon des schémas plus complexes mettant en jeu des facteurs intrinsèques et extrinsèques à caractère environnemental. La variable dose (difficile à gérer en raison des variations extemporanées de la concentration du toxique émis et des périodes de moindre exposition) prend une importance essentielle. Elle conjuguera la concentration en toxique(s), la durée de l'exposition (par définition, non homogène) et des facteurs d'accumulation. Il n'existe déjà plus de relation directe entre l'intoxication aiguë et l'intoxication chronique. Certains produits peuvent s'avérer très toxiques en aigu et parfaitement tolérés en chronique.

En milieu du travail, on peut observer des manifestations insidieuses se traduisant par des modifications histologiques et physiologiques susceptibles d'altérer des fonctions essentielles

comme la fonction hépatique, rénale, cardio-vasculaire... et même la reproduction selon la nature des organes atteints.

La notion d' **intoxication à très long terme** s'étend à l'entièreté de l'espérance de vie de l'espèce biologique considérée. Le concept "intoxication", rigide et restrictif de départ, se déforme à nouveau pour devenir encore plus complexe. Ce type d'intoxications est associé aux problèmes de pollution de l'eau, de l'air, du sol, des aliments ... auxquels se trouvent confrontées toutes les espèces biologiques d'un écosystème. L'optique "toxicologie de l'environnement" convient généralement très bien à ces situations. La variable dose devient un concept très flou, éloigné des notions quantitatives précédentes. Elle se définit souvent par voie statistique (moyenne ou médiane de concentrations journalières, rapportées à la vie des individus). Cette "dose" varie continuellement et n'est plus identique partout, ni pour chacun. Elle atteint le plus souvent des niveaux si bas qu'elle n'est plus mesurable et les conséquences biologiques s'avèrent très difficiles à objectiver en raison de leur faible bruit. Lorsque l'environnement est pris en compte, on ne peut plus attribuer une modification biologique à un seul produit mais le plus souvent à un ensemble de composés apparentés ou non. La relation entre l'exposition et l'effet biologique est devenue si complexe qu'on lui implique des facteurs d'incertitude et de sécurité, pour la plupart non scientifiquement établis. L'hétérogénéité des populations au sein d'une même espèce doit aussi être prise en charge ce qui alourdit par voie de conséquence les méthodes d'évaluation des risques encourus.

Chaque type d'intoxication brièvement évoqué ci-dessus fait appel à sa propre terminologie et met en jeu des approches méthodologiques spécifiques se traduisant par un cortège de concepts au niveau des doses, des normes, de l'exposition, des effets

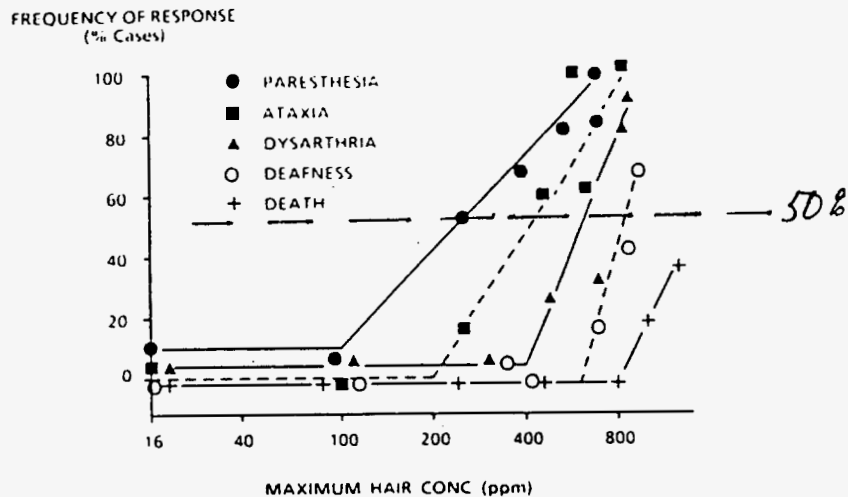
1.3. La Réponse (ou effet direct)

Par réponse, il faut entendre la **réaction biochimique** consécutive à l'action provoquée par un agent toxique sur une cible biologique "modélisée". La réponse se traduit de manière très diversifiée selon l'importance de la dose, la durée et la fréquence d'exposition; elle peut concerner une activité enzymatique fondamentale ou accessoire, une modification qualitative ou quantitative d'un paramètre cellulaire, la prolifération d'organites spécifiques, la modification du comportement ou la mort de la cellule ou du modèle biologique testé. Cette réponse est le plus souvent corrélée à la concentration (ou à la dose) du produit toxique utilisée dans les essais toxicologiques menés pour établir le niveau de toxicité. Cette **relation expérimentale dose-réponse**, obtenue le plus souvent sur des espèces animales de la famille des rongeurs ou sur des espèces aquatiques pour les polluants destinés à se retrouver dans les eaux superficielles, sert de base à l'évaluation des concentrations-seuils (valeurs NOEL, NOAEL, LOEL ...) et à l'établissement des valeurs de référence acceptées pour tel ou tel modèle biologique.

La relation dose-réponse est le **reflet probabiliste** des manifestations délétères enregistrées sur une population d'individus. A ce titre, elle tient compte de facteurs de sensibilité individuelle (susceptibilité génétique ou autre; accoutumance; résistance ...). La répartition des réponses biologiques observées exprimées en terme de fréquences (%) permet de préciser les niveaux de concentration (ou de dose) affectant 50% des individus de la population étudiée. Cette valeur correspond à la réponse caractéristique causant un effet déterminé.

La figure 1 suivante rapporte les relations dose-réponse obtenues pour cinq types de lésion de gravité croissante, liées à une intoxication par des pesticides mercuriels. Le niveau d'intoxication

est contrôlé par la concentration en méthylmercure dans les cheveux des individus. Le graphique construit à partir des fréquences 50% de chacune des lésions équivaut à la **relation dose-effet**. Cette relation est de **type déterministe** : on la considère comme définitive et sans nuance en dépit du caractère partiellement subjectif d'une échelle dépourvue d'unités réelles.



1.4. L'Effet

L'effet est la **résultante directe et indirecte de la réponse biochimique primaire** enregistrée sur une (plusieurs) cible(s) biologique(s) spécifique(s). Il résulte de l'action induite par le toxique (ou un de ses dérivés issu d'une chaîne de mécanismes de transport ou de (bio)transformation) sur un composant biochimique et sur la fonction que ce composant exerce au plan cellulaire ou tissulaire. L'effet est de ce fait associé à la phase de démarrage d'un processus d'intoxication. Comme cette étape de mise en route est étroitement liée aux caractéristiques et aux paramètres individuels du modèle biologique choisi (son niveau de développement, sa sensibilité, l'existence ou non de systèmes de réparation...), la notion d'effet implique également une connotation statistique de "spécificité d'espèces". La relation dose-effet évoquée ci-dessus ne reflète que les données spécifiques à un modèle biologique et ne fournit aucune indication, pas même en première approximation, sur les écarts de comportement qui pourraient survenir entre les espèces vivant au sein d'un écosystème.

1.5. L'Effet environnemental

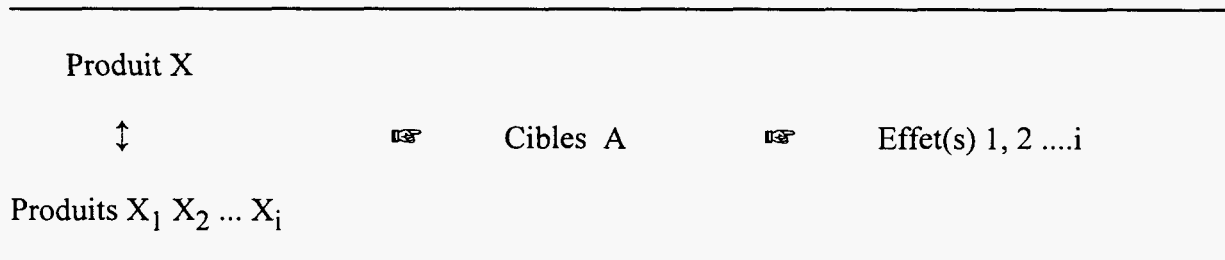
Il associe l'ensemble des effets qualitatifs et quantitatifs (en terme de magnitude) exercés par une source d'agents toxiques sur diverses composantes environnementales. L'importance des changements mais aussi la vitesse des modifications enregistrées constituent deux éléments d'appréciation. Un changement très lent peut déplacer un état d'équilibre sans affecter grandement le système considéré; par contre, toute accélération majeure peut engendrer des perturbations intolérables qui pourraient rompre l'état naturel d'équilibre. L'irréversibilité des phénomènes représente souvent l'élément essentiel au niveau de l'évaluation des effets environnementaux. L'extinction d'une espèce biologique et la diminution drastique des rendements agricoles en constituent deux exemples frappants. La liste suivante reprend quelques cas d'effets à caractère environnemental :

Sols	Stabilité; surface de terres arables; qualité ...
Air	Qualité
Eaux	Quantités, qualité ...
Biota	Abondance et diversité des espèces; végétation; forêts ...

1.6. L'Impact

L'impact exercé par un constituant chimique sur une (ou plusieurs) cible(s) biologique(s) englobe **les étapes de mise en contact du produit avec un ensemble de cibles et l'évaluation quantitative des effets résultants** observés. L'effet concerne un phénomène localisé au niveau de l'élément causal de l'intoxication naissante; l'impact se caractérise par un **ensemble d'effets parallèles ou successifs**. Cet impact peut s'évaluer en comparant l'état des cibles biologiques avant et après exposition aux agents toxiques; il peut également s'apprécier en comparant une série de paramètres biologiques mesurés sur des populations témoins et exposées.

L'impact se distingue aussi de l'effet par sa connotation probabiliste puisque son intensité dépendra dans une large mesure de la probabilité de rencontre de substances (émises à l'origine ou résultant du long cheminement de celles-ci dans les divers compartiments environnementaux) avec leurs cibles et des effets potentiels correspondants. La probabilité dépendra des facteurs d'exposition (la quantité et la nature des éléments causals) et des particularités des récepteurs biologiques (nombre, sensibilité, mécanismes de fonctionnement ...). On peut représenter schématiquement l'impact comme suit :



Les **facteurs d'impact** sont constitués par différents éléments causals responsables, à titre direct ou indirect, de l'enclenchement d'un processus d'intoxication issu d'un effet délétère exercé sur un ensemble de cibles biologiques. Une substance toxique peut constituer un facteur d'impact dans la mesure où elle va provoquer, en cas d'exposition suffisante, des perturbations cellulaires irréversibles pouvant induire un effet susceptible de porter préjudice au fonctionnement normal du modèle biologique considéré. Les éléments qualitatifs et quantitatifs des facteurs d'impact qui peuvent atteindre les cibles concernent prioritairement l'exposition : durée, fréquence, concentrations

1.7. Les indicateurs d'impact environnementaux

Tout paramètre ou élément susceptible de fournir des indications qualitatives ou quantitatives sur un impact environnemental constitue un indicateur d'impact. Certains

indicateurs comme les tables de mortalité, de morbidité ou de rendements agricoles ou d'élevage présentent des données numériques classifiables ou étalonnées; d'autres se traduisent par de simples appréciations de type "bon-mauvais-acceptable-insuffisant ...". Les indicateurs d'impact sont très nombreux; la liste suivante est loin d'être exhaustive :

au plan économique	déplacements de population; migration...
au plan social	diminution de population; modification de sa composition
au plan relationnel	styles de vie; transports; voisinages ...
au plan psychologique	stress; frustrations; participation; libre choix ...
au plan sanitaire	standards médicaux; attitudes ...
au plan technologique	développements; sécurité; danger ...
au plan culturel	valeurs humaines; défense du patrimoine ...
au plan légal	politique locale; comités de défense; gestion des problèmes
au plan statutaire	proposition de nouvelles normes; réglementations ..
.....	

Ces indicateurs intègrent souvent un ensemble de données toxicologiques ou écologiques issues de l'expérimentation animale (relations dose-effet) ou d'observations réalisées sur le terrain.

1.8. Le Danger

Un impact peut constituer un danger immédiat pour une cible biologique si il entraîne pour celle-ci un **préjudice quelconque qui interfère directement (ou indirectement) sur son bon fonctionnement**. On évaluera le danger par rapport à la probabilité de son incidence et à la gravité des conséquences liées au préjudice occasionné. Le danger s'apprécie en terme d'acceptabilité (figure 2) :

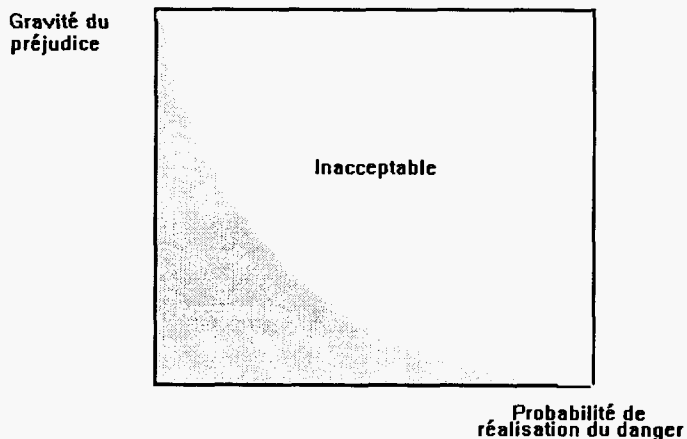


Figure 2

Cette courbe sépare les domaines de danger acceptable et de danger inacceptable; elle traduit le fait qu'un événement redouté soit acceptable pour autant que la gravité du préjudice soit compensée par la faible probabilité de réalisation du danger ou que sa grande probabilité soit contrebalancée par le caractère bénin des effets. Le tracé de cette courbe et les zones qu'elle

délimite sont très difficilement appréciables en raison de l'importance ou de poids de certaines valeurs socio-culturelles et de l'ensemble des conséquences (traduites en terme de coûts-bénéfices) que la prise en compte de ces éléments implique.

1.9. Le Risque

Le risque fait intervenir un élément complémentaire : **la probabilité de dysfonctionnement d'un système** (éco- ou anthroposystème - voir plus loin). Un tel dysfonctionnement peut survenir dès la rupture de l'état d'équilibre naturel; c'est le cas lors de l'émission, dans le proche environnement, d'une quantité anormalement élevée d'un composé chimique toxique ou lorsqu'un constituant à caractère délétère, habituellement non émis en cas de fonctionnement normal, arrive à s'échapper du système. Dans les deux situations, l'impact considéré sera plus important que celui envisagé pour un système en mode de fonctionnement normal. **Le dysfonctionnement du système, associé au danger, représente le risque.** On évaluera la portée de ce risque au départ de la probabilité d'apparition du dysfonctionnement; de la probabilité de réalisation du danger correspondant et de la gravité du préjudice causé à l'ensemble des organismes biologiques du système. L'acceptabilité du risque se traduit en zones spatiales, tridimensionnelles (figure 3):

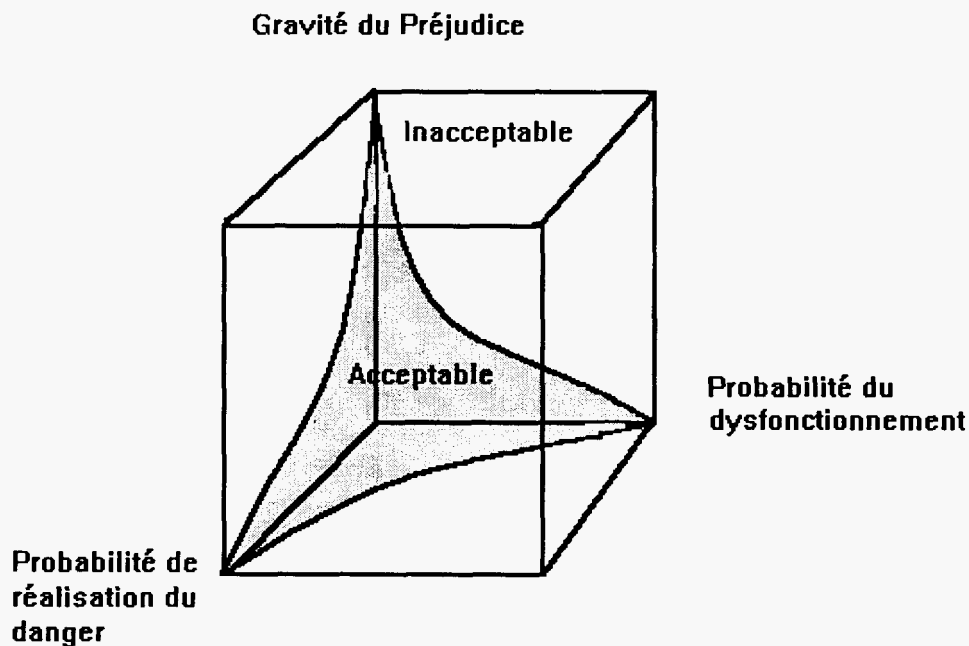


Figure 3

Cet espace isole les domaines respectifs des risques acceptables et non acceptables. Considérant pour nos pays développés une logique de faible occurrence d'événements dangereux, l'espace "acceptable" traduit le fait qu'un événement redouté soit accepté pour autant que la gravité du préjudice soit compensée par la faible probabilité de réalisation du danger, à son tour compensé par une probabilité plus faible de dysfonctionnement du système; ou encore si la probabilité importante du dysfonctionnement est compensée par une faible probabilité de réalisation du danger et par le caractère bénin du préjudice.

1.10. Le Modèle biologique

Par modèle biologique, il faut entendre **toutes cibles végétales, animales ou humaines, isolées ou intégrées dans un milieu, sur lesquelles s'exerce l'action des toxiques**. Les cibles peuvent être aussi partielles : organes, organites cellulaires ou sub-cellulaires, fonctions physiologiques, activités enzymatiques... voire même des biomolécules "sentinelles" pouvant servir d'indicateurs de relais dans la mise en route d'une intoxication.

1.11. Les Systèmes environnementaux

Selon LESBOURNE, un système est constitué d'un **ensemble d'éléments reliés entre eux par des mécanismes assurant ou conférant un certain état d'équilibre**. Deux grands types de systèmes cohabitent dans notre environnement : les écosystèmes et les anthroposystèmes.

Les **écosystèmes** concernent des matières, comme l'eau, l'air, les composés solides ou liquides (minéraux et organiques naturels) et les acteurs de la faune (y compris l'homme) et de la flore qui vivent à leur contact. Les relations intervenant dans les processus d'équilibre sont essentiellement d'ordre physico-(bio)chimique. On distinguera sur le plan ACV trois types d'écosystèmes :

- l'écosystème aquatique mis en rapport avec les effluents liquides (aussi gazeux)
- l'écosystème atmosphérique mis en rapport avec les échanges gazeux de l'air
- les sols en tant que sources de production agricole et territoire pour de nombreuses espèces

Les écosystèmes s'appuient sur trois partenaires : le producteur; les consommateurs et les décomposeurs qui régénèrent certains éléments bouclant ainsi le modèle cyclique de ces systèmes naturels.

Les **anthroposystèmes** sont constitués par les matières et énergies transformées et organisées par l'homme dans son travail et ses occupations quotidiennes. L'homme fait partie intégrante des anthroposystèmes qui font intervenir des relations axées sur des éléments socio-culturels importants mais variables. Les anthroposystèmes s'articulent, comme les écosystèmes autour des trois mêmes partenaires; toutefois les décomposeurs peuvent faire défaut dans un système ouvert, linéaire. La présence de l'homme dans les deux types de systèmes permet également d'envisager un anthroposystème comme un écosystème transformé par l'homme au point que les lois de fonctionnement soient régies par les activités humaines. Dans l'histoire de l'humanité, c'est la première fois que l'homme est en mesure de bouleverser des écosystèmes dont les équilibres n'avaient jamais été rompus qu'à la suite de catastrophes naturelles comme celles provoquées par des éruptions volcaniques ou la chute de météorites géantes avec modifications climatiques. Les développements industriels, la démographie mondiale, les habitudes de vie (transports urbains et planétaires), les besoins en denrées alimentaires ... ont modifié très sensiblement les fragiles équilibres qui gèrent les lois de la nature au point de menacer la qualité d'un certain nombre des éléments repris ci-dessus. L'accélération de certains processus requiert l'attention immédiate des spécialistes en environnement d'autant plus que les deux types de systèmes inter-agissent entre eux avec effet de feedback. L'écosystème peut modifier les conditions de travail de l'homme (contraintes extérieures); l'anthroposystème agit sur l'écosystème par l'exploitation des ressources, les rejets de matières

On remarquera que les éléments mis en jeu dans les anthroposystèmes sont issus des écosystèmes

mais tous les éléments de ces derniers n'appartiennent pas pour autant aux anthroposystèmes; ils n'obéissent d'ailleurs pas à leurs lois. Les anthroposystèmes font partie intégrante de l'ensemble des écosystèmes dans lesquels ils sont inclus. A ce titre, l'environnement, pris au sens large du terme, est constitué à l'échelle planétaire par tous les écosystèmes et anthroposystèmes. BATELLE a dressé un inventaire relativement complet des composantes de l'environnement répertoriées selon les aspects "écologie", "pollution", "esthétique et confort" et "intérêt humain". Les deux premiers sont associés aux activités de production; les derniers au cadre de vie et aux populations.

1.12. Le Bilan écologique

Le bilan écologique vise à **recenser et à évaluer les conséquences des actions exercées par les anthroposystèmes sur tous les éléments biologiques** auxquels sont confrontées les diverses composantes environnementales. Le milieu naturel mais aussi le cadre de vie et les ambiances de travail font partie intégrante des études visant à dresser des bilans pour la santé humaine. Certes, les approches méthodologiques utilisées pour chaque milieu s'avèrent différentes mais le calcul des risques implique que tous les facteurs d'impact soient pris en compte. Si on se limite à l'impact sur notre seul environnement naturel (réserves, qualité de l'air, des eaux, contamination des sols...), on pourrait ignorer les impacts internes tels la santé des travailleurs et les effets comme ceux associés au hobby (jardinage, bricolage ...).

2. Toxicité(s) et Analyse du cycle de vie

Nos sociétés industrielles ont connu un essor considérable qui se traduit par la production et la diversification d'un très grand nombre de produits et de biens réclamés par un nombre croissant de consommateurs avides de pouvoir disposer des bienfaits et du confort de la civilisation moderne. Soucieux de l'avenir, les gouvernements, le monde industriel et le grand public conjuguent leurs efforts pour que notre société prenne davantage en compte les aspects financiers, l'utilisation des ressources naturelles et les implications environnementales des activités humaines. Tous les observateurs socio-économiques s'accordent pour attribuer aux produits de grande consommation une responsabilité majeure dans la mise en oeuvre des processus responsables de la dégradation de la qualité de notre environnement et ce à tous les niveaux du "cycle de vie" des produits : la Production - la Distribution - la Consommation - le Recyclage - l'Élimination.

La prise en charge récente de ces problèmes de surveillance de la qualité de notre environnement, en relation avec le cycle de vie des produits, est liée aux expériences du passé qui ont clairement démontré la rapidité des effets observés lors du rejet de certains composés (organochlorés; chlorofluorocarbones; SO₂; CO₂ ...) et aux perspectives d'épuisement de certaines ressources naturelles (pétrole; charbon; forêts; sources aquifères ...). Il en ressort un besoin impératif d'évaluation contingente des impacts sur l'environnement et ce aux différents stades du cycle de vie. Ces études portent le nom générique d'**Analyse du Cycle de Vie** (LCA pour Life Cycle Analysis) ou encore Inventaire du Cycle de Vie (LCI : Life Cycle Inventory) ou Evaluation contrôlée du Cycle de Vie (LCA : Life Cycle Assessment).

Si l'on considère la fabrication d'un produit, l'analyse du cycle de vie implique une évaluation détaillée des aspects économiques (bilans de matières, bilans d'énergie ...) et **des impacts sur la santé et l'environnement** prenant en compte les événements associés à la fabrication du produit (de la préparation des matières premières jusqu' à la production), à sa distribution en passant par

son mode d'utilisation courante, son recyclage éventuel et l'ensemble de la gestion des déchets directs et indirects rejetés sur le site industriel et dans les différentes composantes de l'environnement lorsque le produit sera détruit ou enfoui. Du point de vue toxicologique (industrielle et environnementale), la relation **Toxicité(s) - Cycle de vie** devient une nouvelle discipline rendue extrêmement complexe par les nombreux concepts auxquels elle fait appel et par l'absence actuelle de méthodologies rigoureuses dûment reconnues (en particulier pour les limites d'évaluation des impacts) qui compliquent singulièrement l'interprétation des données collectées.

L'analyse schématique des différentes phases du cycle de vie fait apparaître des pollutions locales au niveau des entreprises (matières premières; énergies non renouvelables; produits fabriqués; déchets ...); des pollutions chroniques globales liées aux phénomènes courant de dégradation des principaux milieux (air, eaux et sols) ainsi que les pollutions accidentelles de type catastrophes qui font davantage appel aux problèmes de sécurité. Les relations toxicité-cycle de vie s'articulent autour d'études axées sur des bilans entrées/sorties de matières comme l'indique la figure 4 reprise ci-après. Les pollutions ou impacts exercés sur l'environnement (considéré dans le sens le plus large du terme) interviennent à de nombreux niveaux au plan démographique et géographique comme le confirme le schéma synoptique du cycle de vie d'un produit (figure 5).

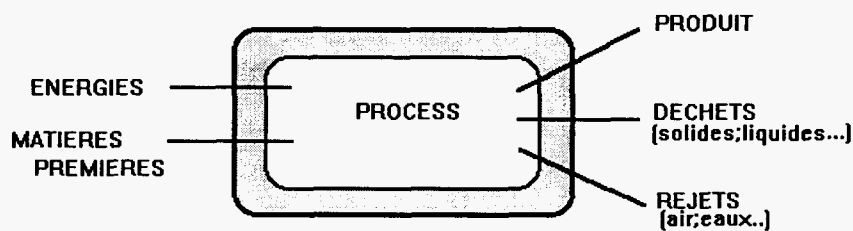
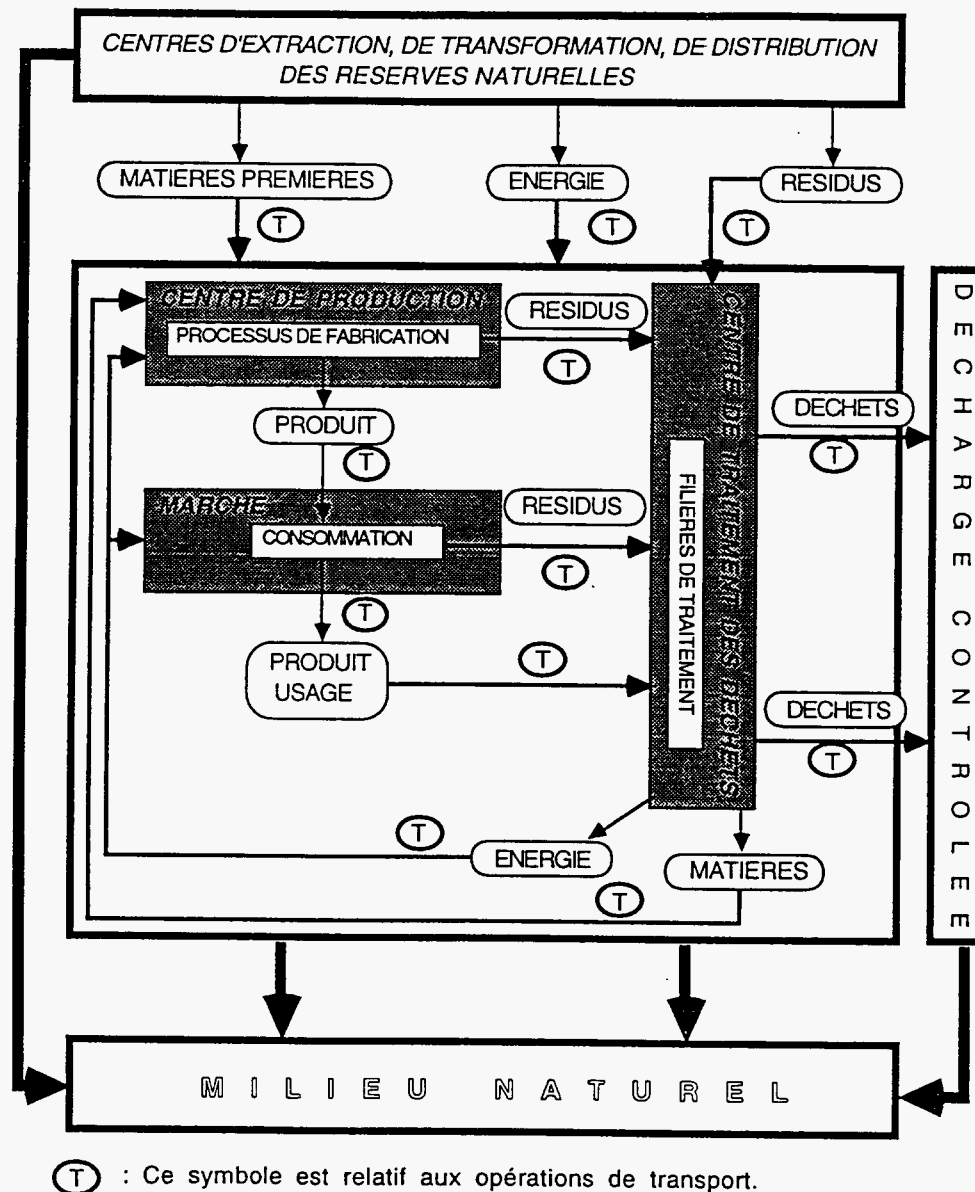


Figure 4



Examinons le problème des impacts pour les trois partenaires considérés :

La Production

Les pollutions chroniques locales, observées essentiellement sur et autour des sites industriels, concernent non seulement le produit fabriqué mais aussi l'ensemble des matières premières (on aura soin de prendre en compte la contribution professionnelle et environnementale associée à leur extraction et à leur transport); les énergies fossiles utilisées; la fabrication et les rejets dans les différents milieux ainsi que l'ensemble des déchets issus de la production. On ne manquera pas de tenir compte des pollutions qui pourraient survenir en cas d'accidents majeurs (avec libération de quantités importantes d'agent toxique) pour lesquels la Loi prévoit des mesures spécifiques de sécurité si une telle éventualité devait se produire.

Les relations Toxicité-ACV se défilent en terme d'impacts classés par milieu (air, eaux de surface et souterraines, sols) et par cibles biologiques avec une priorité pour l'homme au travail dans les entreprises concernées directement et indirectement par la production du matériau ainsi que les populations résidant dans le proche environnement des entreprises (jusqu'à 500 à 1000 mètres en fonction de la dispersion des polluants et de la topographie des lieux).

La Consommation

La notion de pollutions chroniques globales complète la précédente dans la mesure où elle intègre, au plan toxicité, la suite des événements et en particulier ceux associés à la distribution (transport) et à l'utilisation (recyclage, réutilisation) à grande échelle du produit incriminé. L'impact sauvage et non contrôlé des rejets domestiques dans certaines décharges ou dans les caniveaux des égouts s'additionne, le cas échéant, à ceux des émissions gazeuses locales. Il va de soi que l'importance (et la prise en compte) de ces impacts domestiques restent l'apanage des produits de grande consommation. Le citoyen devient alors, au même titre que l'industriel, un pollueur responsable appelé à financer les coûts des dommages occasionnés à l'environnement ou, à tout le moins, à la prise en charge des mesures nécessaires pour en diminuer l'impact.

La relation Toxicité-ACV considérée sous l'angle de la consommation se définira par milieu mais sur des cibles humaines représentant tout l'éventail de diversité et de susceptibilité des personnes face aux relations dose-réponse ou dose-effets. Les milieux environnementaux concernés prioritairement sont les sols et les eaux usées (de ruissellement). Les atteintes écologiques devraient rester locales à l'exception de celles liées aux moyens de transport (véhicules automoteurs).

L'Élimination (décomposition)

A chaque produit mis sur le marché correspond un cycle de vie dont l'élaboration systématique impliquera une technologie quasi spécifique. On renouvelle jusqu'à 4 ou 5 fois le papier avant que les fibres naturelles ne deviennent trop courtes et le fragilisent; les métaux finissent par se mélanger à d'autres affectant certaines propriétés physico-chimiques les rendant ainsi impropres à l'application d'origine (effets possibles de la corrosion par exemple). Ces éléments ne sont pas toujours pris en compte dans les ACV et compliquent encore davantage les évaluations quantitatives des phénomènes sur le plan de l'ingénierie mais aussi toxicologique.

On se retrouve ainsi souvent au sein de polémiques lorsqu'il s'agit d'évoquer le destin du matériau; le plus souvent le choix d'une filière de traitement, de neutralisation ou d'élimination. A ce niveau, la relation Toxicité-ACV se déforme encore davantage.

L'environnement naturel (mais aussi l'homme pris en tant que cible), considéré comme un écosystème à grande échelle, servira de décor pour les évaluations des impacts (éco)toxicologiques. Il faudra non seulement prendre en charge tous les milieux concernés par les impacts potentiels du produit mais aussi toutes les espèces vivantes (végétales, animales et humaines), en particulier sous l'angle des chaînes trophiques, surtout celles qui sont directement à la base de nos approvisionnements alimentaires (viandes, poissons, mollusques, lait, beurre, oeufs, fromages...). Au delà des problèmes de pollutions se dresse la gestion des ressources naturelles (air, eaux, sols agraires ...) apparue plus récemment mais qui pèse de tout son poids sur les stratégies d'évaluation du cycle de vie et des impacts environnementaux (diminution des réserves). Les transferts de polluants inter-média (des sols ou de l'eau vers l'atmosphère; les lixiviations ...) et les conditions d'équilibre entre les diverses composantes environnementales

ajouteront encore leurs lots de complications dans l'évaluation correcte des impacts. La prise en compte de telles données, pour autant qu'elles soient accessibles ou calculables par modèle, s'avère très complexe. Il n'existe pas encore de méthodes rigoureuses et surtout validées pour l'agrégation et la consolidation des données expérimentales ou de terrain. On note bien quelques tentatives d'agrégation organisée par catégories d'impacts ou par une méthode de scores mais elles restent limitées à des cas d'espèces relativement simples comme les emballages dont le destin est à peu près fixé. Pour les autres cas, on peut craindre une certaine simplification des phénomènes ce qui aurait pour conséquence d'affaiblir singulièrement la signification des conclusions tirées sur base de tels calculs. L'objectif de l'analyse du cycle de vie (dans sa mouture d'analyse d'impact et des effets (éco)toxiques) implique que les responsables de telles évaluations soient conscients de la difficulté de la tâche.

En conclusion, on peut proposer trois approches distinctes mais complémentaires d'évaluation des impacts et des effets des pollutions aux différents niveaux dégagés ci-dessus :

- * les impacts définis **par le milieu physique** dans le(s)quel(s) les polluants se retrouvent : émissions dans l'air, l'eau, les sols (avec la problématique déchets)
- * les **problèmes environnementaux** auxquels les transferts de masse des polluants entrant/sortant du système sont pris en compte à l'échelle spatio-temporelle considérée
- * les **cibles** considérées comme des récepteurs biologiques peuvent servir de base à l'évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité dans le cadre des ACV. L'espèce considérée, les relations inter-espèces prennent alors une importance primordiale. L'homme, au stade ultime de l'évolution, constitue une cible privilégiée. Encore faut-il distinguer, au plan toxicologique, le travailleur du citoyen et envisager les cas plus spécifiques des citoyens qui auront oeuvré pendant 40 ans dans une entreprise polluante et qui continuent à vivre dans sa proximité ou celle d'un écosystème contaminé (une décharge domestique ou de classe II par exemple). Les coefficients de transferts, les facteurs d'échelle et les effets combinés issus de l'exposition à des mélanges de plus en plus complexes sont quasi indéfinissables ce qui hypothèque sérieusement l'évaluation correcte du risque.

C. TOXICITE ET ECOTOXICITE EN RELATION AVEC LES ACV

1. Les principales étapes du cycle de vie

Le cycle de vie d'un produit, brièvement évoqué au chapitre précédent, s'inscrit dans un système linéaire où interviennent différents partenaires dûment identifiés mais intervenant de manière autonome ou sur base de relations d'interdépendance limitées. La composante "décomposeurs" ne fait pas toujours partie intégrante de l'anthroposystème : 50 % des eaux usées ne sont pas acheminées vers des stations d'épuration ni même vers un collecteur. Les écosystèmes prennent alors le relais avec les conséquences que l'on connaît (effets sur la santé des populations riveraines vivant sur d'anciens sites industriels ou à proximité de décharges). Certes, la situation actuelle évolue favorablement mais elle résulte davantage des efforts réalisés par les entreprises (au niveau de la composante "Production") pour réduire les coûts environnementaux en cas de risque de dépassement des rejets tolérés. Le tableau de la page suivante (figure 6) illustre parfaitement la manière détaillée d'approcher les problèmes environnementaux avant qu'un permis d'exploiter ne soit délivré ou prorogé. Les industries spécifiques de transformation ou de traitement des déchets ou matériaux usagés ont pour objet de mieux faire fonctionner les anthroposystèmes en réduisant la part des déchets à éliminer, en les rendant moins toxiques voire écocompatibles ou inertes vis-à-vis des milieux naturels-réservoirs dans lesquels ils seront finalement déversés. Au niveau de la composante "Consommation", la situation reste plus confuse en dépit des efforts louables des Services Publics. L'analyse du cycle écologique global démontre pourtant clairement le rôle du citoyen, acteur responsable dans la problématique environnementale. Le bilan toxicologique, associé au concept de cycle de vie d'un produit, devient dans ces conditions une démarche très compliquée s'il faut prendre en compte l'ensemble des étapes telles qu'elles sont illustrées à la figure 7.

2. Evaluation des principaux impacts classés par étape du cycle de vie

2.1. La Production

L'utilisation de l'outil "Analyse du Cycle de Vie" est récente et fait encore l'objet de nombreuses controverses quant aux méthodologies appliquées tant en matière d'ingénierie que de toxicologie. Les règles d'imputation des co-produits, par exemple, restent évasives et à la base de certaines divergences (mais il y en a d'autres) dans la gestion et l'interprétation des résultats. L'étude des boucles dans le cas des produits réutilisés ou recyclés est loin d'être évidente. La rareté des données toxicologiques et leur difficulté d'accès auprès des industriels, qui se retranchent souvent derrière le fallacieux problème de la confidentialité ou du secret de fabrication, constituent deux raisons essentielles de l'extrême complexité de la tâche à accomplir au plan de la maîtrise et de la gestion des problèmes.

La comptabilité toxicologique reste et pour longtemps une approche difficile; elle tend à définir une sorte de tableau de bord qui pourrait à terme, faciliter l'élaboration d'un outil de gestion de la situation rencontrée sur un site industriel (élargi à son proche environnement); un rapport entre la valeur ajoutée par le produit et ses nuisances. L'audit environnemental (étude d'impacts ou d'incidences) va en quelque sorte dans ce sens. Il suffit pourtant d'évoquer les débats contradictoires qu'il génère pour se convaincre que le chemin reste encore long avant qu'un modus vivendi n'ait pu être trouvé sur le sujet. Au niveau industriel, ces impacts sont souvent traduits en terme de risques professionnels pour ce qui est de l'intérieur de l'usine. Les émissions

de vapeurs et d'éléments liquides, les poussières et les déchets solides qui stagnent dans les ateliers font alors l'objet d'une sérieuse prise en compte.

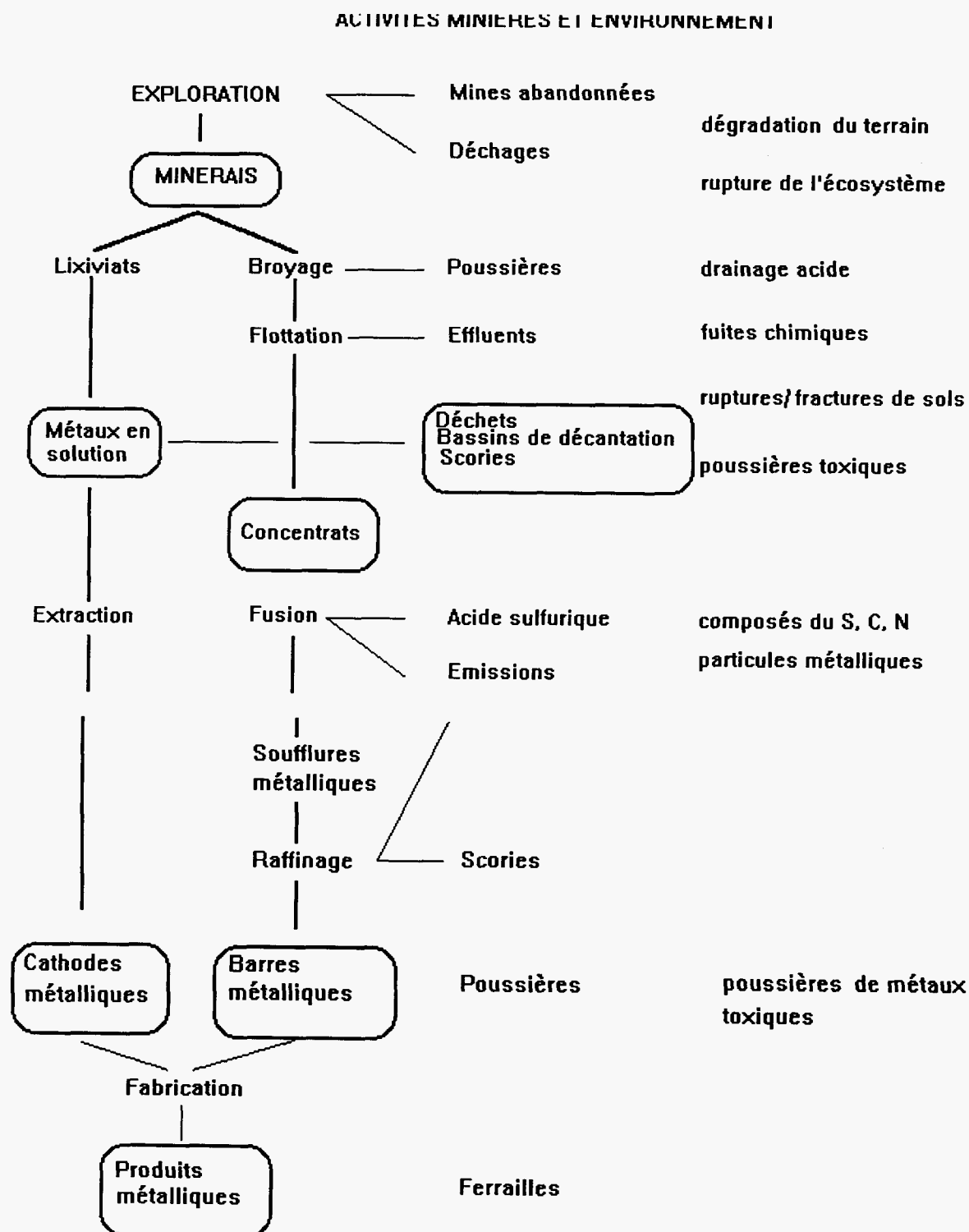
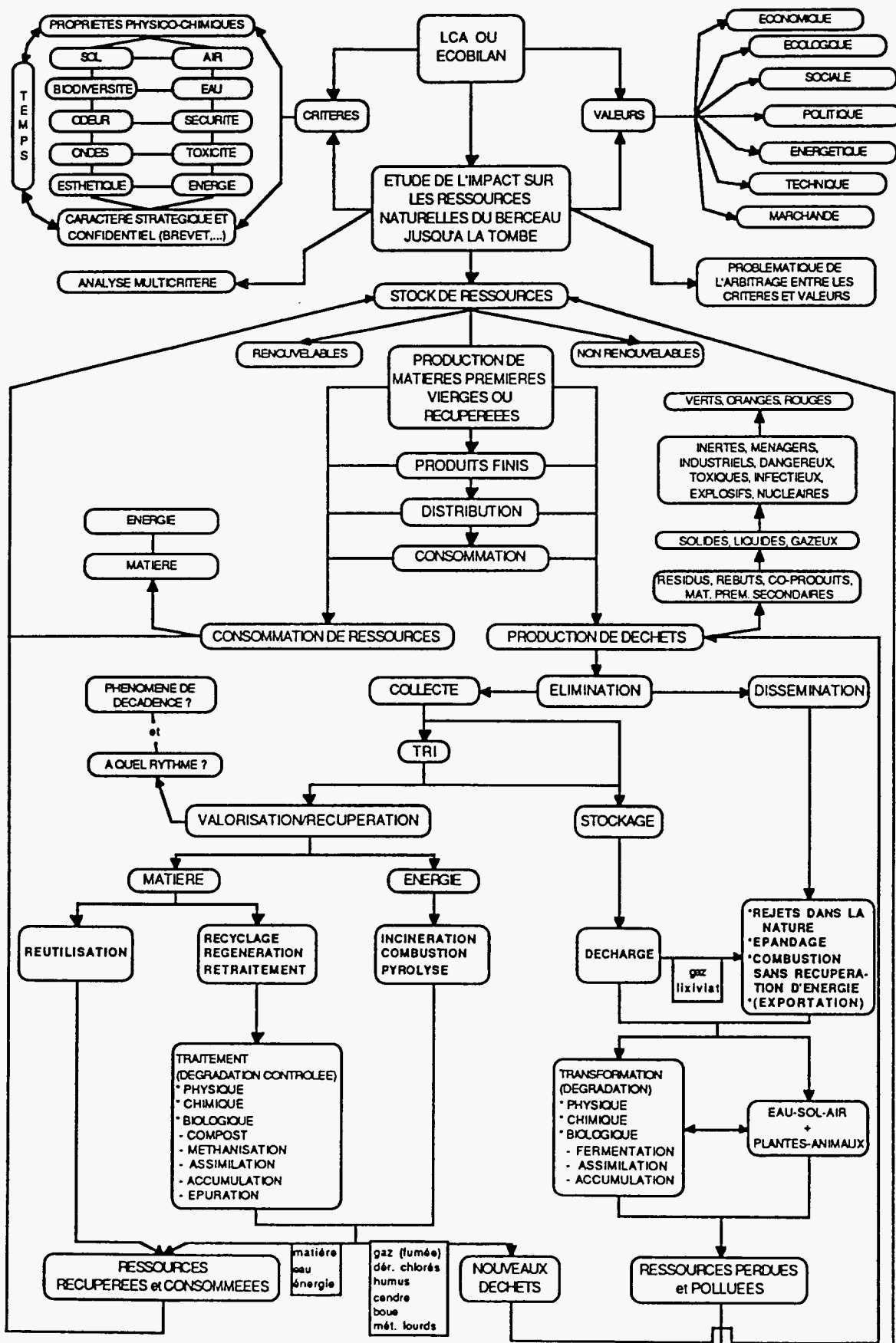


Figure 6 : Evaluation des principales sources d'impact en matière d'activités minières (extraction et traitement de minerais)



Source : FAGEM.

Pour ce qui est du proche environnement des installations industrielles, on fera intervenir les rejets atmosphériques et les effluents (avant que les mécanismes de dilution et les mélanges avec d'autres sources ne se produisent) ainsi que la gestion des déchets vue sous l'angle des quantités, de leur dangerosité avec comme corollaire la persistance (ou la (bio)dégradabilité) des matériaux dans l'environnement globalisé ou localisé à un écosystème défini. Les problèmes de transport des matériaux soulèvent également leurs lots de questions en matière de risque toxicologique (et écotoxicologique s'il y a accident ou déversement sauvage de fonds de citernes). Le caractère aléatoire des phénomènes n'incitent pas à leur prise en compte mais il est impératif de ne pas en négliger l'impact lorsqu'il s'agit de matières très toxiques.

2.2. La Consommation

La consommation (ou l'utilisation) du produit incriminé implique la prise en charge de certaines mesures en rapport direct et indirect avec sa toxicité intrinsèque et les conséquences écotoxicologiques que son emploi à l'échelle macro-économique peut engendrer. C'est le cas notamment pour les détergents, les produits d'entretien, de lessive; les solvants et composés entrant dans la fabrication des peintures et des vernis; les huiles minérales; les matières synthétiques intervenant dans l'élaboration de matériaux de construction; les engrais, pesticides et autre produits phyto-pharmaceutiques utilisés en jardinage ...

Pour ces produits, le législateur a prévu certaines dispositions touchant davantage à la sécurité d'emploi et au risque d'intoxication aiguë plutôt que les effets à long terme. La seule cible biologique considérée est l'homme. Les indications d'utilisation de ces matériaux n'informent guère l'utilisateur des risques encourus en cas d'expositions fréquentes ni des effets synergiques potentiels liés à certaines situations ou habitudes de vie (prise simultanée d'alcool, consommation régulière de cigarettes, de médicaments ...). On ne retrouve également aucune indication sur les précautions à prendre en matière d'élimination du surplus de produit ou de l'élimination des emballages et conteneurs (incinération; mise à la poubelle; élimination par le réseau collecteur local ...). Dans le même ordre d'idée, la documentation ne fournira, au mieux, que des indications très limitées quant au mode d'emploi du produit (le problème des endroits confinés). Chacun connaît pourtant l'importance que certaines paramètres associés aux conditions atmosphériques (ventilation; aération; température ..) peuvent avoir au plan de la sécurité et du risque toxique. L'éducation du grand public ne s'est pas faite ce qui accroît l'éventualité d'un danger, en particulier, si les consommateurs ne respectent pas les doses recommandées. Le bilan des matières rejetées dans l'environnement s'avère alors incontrôlable, de même que les risques (éco)toxicologiques.

L'utilisation, à très grande échelle, d'herbicides et de pesticides par les agriculteurs constitue une menace particulière liée à la phase de consommation des produits. Peu conscients des risques (professionnels) encourus par eux-mêmes si l'on en juge par l'absence de précautions et de moyens de protection individuelle (port de masque, de lunettes pour éviter la résorption oculaire, de gants, de vêtements appropriés ...), ces personnes exposent également leur voisinage (habitations; bétail ...) aux effets de ces produits. On risque alors de les retrouver au niveau environnemental sur les sols, les céréales, les fruits et légumes (quand ils ne sont pas assimilables par ces végétaux) et finalement dans notre alimentation quotidienne en cas de mauvaises habitudes sanitaires. Pour ce qui est du lait (en ce y compris tous ses dérivés), on risque de voir certains composés liposolubles s'y concentrer jusqu'à atteindre des niveaux proscrits, du moins pour les cibles qui présenteraient des mécanismes de défense défaillants ou inopérants (enfants en bas âge; vieillards ...).

Comme on peut le constater sur la base de ces quelques exemples, le niveau d'éducation, les habitudes de vie et la susceptibilité individuelle joueront un rôle considérable sur le développement de certaines manifestations toxiques; tous ces éléments s'avèrent pourtant difficilement quantifiables en terme de cycle de vie.

2.3. L'élimination

En terme de cycle de vie, l'élimination (ou la phase de décomposition) concerne essentiellement les filières par lesquelles notre société se débarrasse des produits dont elle n'a plus l'usage. La question posée en terme de toxicité et d'écotoxicité fait intervenir le long terme (le temps de mise en contact ou la **durée** des effets) et se règle différemment selon le système considéré : écosystème avec la seule intervention du milieu naturel ou anthroposystème, avec intervention technique humaine pour favoriser l'élimination du produit ou faciliter son assimilation par les composantes environnementales sans perturber les grands équilibres naturels. De ce point de vue, la (bio)dégradabilité (ou son corollaire la persistance, associée à un concept de stabilité ou de résistance chimique) joue un rôle primordial au plan du risque. L'Union Européenne recommande un taux de biodégradabilité minimal de 80% pour les agents tensioactifs non ioniques issus des produits d'entretien. Comment s'assurer d'un tel score en situation de terrain ?

La (bio)dégradabilité et à fortiori son évaluation au plan quantitatif reste un sujet de polémiques. La capacité de biodégradation peut constituer une qualité supplémentaire pour un produit mis sur le marché; il en va de même pour la mise en oeuvre d'un mécanisme d'induction favorisant le démarrage du processus de (bio)dégradation chargé de réduire les impacts potentiels des substances originelles. Des solutions techniques ont été proposées pour conduire à la "fragmentation" des matériaux et faciliter leur élimination. C'est le cas des procédés visant à faciliter la mise en contact avec des micro-organismes ou ceux qui ont pour objectif de modifier les caractéristiques physico-chimiques des produits d'origine notamment par l'adsorption sur des sciures de bois ou l'incorporation à des matériaux inertes comme le ciment. La dégradation des macromolécules en chaînes plus courtes allant jusqu'à l'assimilation des petites molécules par des micro-organismes constituent une approche intéressante pour l'élimination de polymères. Pour certains métaux, on peut les rendre moins "mobiles" (donc moins biodisponibles pour les espèces vivantes) vis-à-vis des composantes environnementales par des précipitations sous forme de sels insolubles.

La prise en compte de tels facteurs au plan toxicologique s'avère compliquée pour ne pas dire insurmontable. Il faut savoir que certains processus naturels de (bio)dégradation peuvent nécessiter de très longues périodes pouvant aller jusqu'à plusieurs dizaines d'années et que, dans ces conditions, l'évaluation des facteurs d'impact devient des plus aléatoire. Le manque de données expérimentales se fait cruellement sentir sur ce point. Quels sont les produits de dégradation formés en conditions d'aérobie ou d'anaérobie ? Quel est le rôle joué par la présence (ou non) d'autres organismes dans le milieu concerné ? Quelles sont les caractéristiques toxicologiques des produits issus de la (bio)dégradation ? Quelles sont les conséquences des modifications sensibles enregistrées au niveau de paramètres externes comme la température ? Comment prendre en charge les éco-poussières formées, les effluents, les vapeurs ou gaz non utilisables ou neutralisables par les écosystèmes (CO_2 , SO_2 , CH_4 , NO_x , NH_3 ...) ? Autant de questions qui, restant sans réponse, hypothéquent sérieusement toute évaluation correcte du risque (éco)toxique.

Cette (bio)dégradabilité est pourtant directement associée à la toxicité et à l'écotoxicité. Un produit toxique pour une espèce mais inoffensif pour d'autres, capables de les dégrader rapidement, n'aura qu'un effet limité dans le temps. Dans un tel cas, la biodégradabilité rapide du produit compensera dans une certaine mesure sa toxicité. Le lien peut être aussi vu sous un angle inverse: un produit non toxique, comme les phosphates, peut favoriser le développement d'une population microbienne sécrétant des substances écotoxiques (toxines) pour un écosystème déterminé. Certains composés peuvent être biodégradables, non toxiques et non écotoxiques; d'autres pourraient présenter différentes combinaisons. L'évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité d'un produit va donc largement dépendre du poids de certains paramètres du modèle considéré. Elle sera largement fonction de la **concentration** ("La dose fait le poison", "Point trop n'en faut") car c'est elle qui sera le mieux à même de modifier les conditions d'équilibre du système. La concentration du produit va varier de plusieurs ordres de grandeurs selon l'élément du système pris en compte. Il existe des écarts considérables entre l'émission d'un polluant atmosphérique, son immission et les concentrations écotoxiques.

La **demi-vie** du produit dans l'environnement (eaux, sols, air ...) ainsi que dans la communauté d'espèces vivantes (en particulier celles qui interviennent au niveau des échelles trophiques de l'écosystème avec les conséquences alimentaires que cela suppose) représente une donnée fondamentale mais rarement accessible dans les banques d'informations. Au cas où de telles données existeraient, personne n'est en mesure de savoir si elles restent d'application en situation de terrain où les mélanges avec d'autres produits pourraient les influencer dans de larges proportions (la seule présence d'oxygène peut modifier les conditions de dégradation de composés organochlorés et conduire à la formation de molécules aux caractéristiques toxicologiques très différentes).

L'importance de la toxicité dépendra aussi et dans une large mesure de la **biodisponibilité** du produit et donc du fonctionnement du système considéré. L'essentiel des données toxicologiques concernent le cas des expositions aiguës, menées sur des espèces animales ou végétales dûment sélectionnées pour réduire l'impact des biais expérimentaux. Qu'en est-il de la prise en charge du long terme ? Le dossier de notification des produits commercialisés n'est pas très fourni sur ce point; seuls les médicaments à usage humain requièrent aujourd'hui des études toxicologiques à long terme. Pour certains composés particulièrement dangereux au plan toxique (et considérant le tonnage mis en circulation), de telles études seraient pourtant parfaitement justifiées. Quelques sociétés industrielles ont fait l'effort de compléter leur dossier mais l'accès aux informations reste difficile. On peut toutefois comprendre la difficulté de gérer de telles données. Pour d'autres cas, les approches méthodologiques utilisées s'avèrent trop critiquables que pour en cautionner les conclusions. Certains enfin se limitent à des extrapolations au départ de relations structure chimique-activité toxicologique (QSAR : qualitative structure-activity relationship) pour prédire le comportement d'une substance dans les diverses composantes de l'environnement. Il faut savoir que de tels procédés n'ont pas encore été totalement validés et qu'ils concernent un seul type de toxicité : la carcinogénicité; ils s'adressent principalement aux molécules organiques appartenant aux classes A, B1 et dans une moindre mesure B2 (ceux qui constituent une menace directe pour l'espèce humaine). Les données de la littérature semblent en effet confirmer qu'une molécule carcinogène pour un mammifère ou une espèce animale supérieure l'est aussi pour l'homme. Dans ces conditions, une attitude conservatoire et prudente s'impose; elle implique que l'on s'entoure de toutes les précautions d'usage. Pour tous les autres cas d'espèces, l'importance et la remise en cause des facteurs d'incertitudes proposés pour de telles extrapolations en limitent la signification.

3. Inventaire des principaux indicateurs d'impacts retenus dans les ACV

Les impacts peuvent concerner des milieux physiques récepteurs ou s'apprécier sur base de problèmes environnementaux, relayés par les médias et qui s'appuient sur les effets directs (les perturbations qu'ils entraînent) recensés au niveau de composantes spécifiques du cadre de vie. Dans le premier cas, on s'intéresse prioritairement à la qualité de l'air, des eaux et des sols; les effets environnementaux concernent l'épuisement des ressources naturelles, les pollutions (considérées dans le sens le plus large du terme : agressions ou stress chez les anglo-saxons) à différentes échelles et la dégradation des écosystèmes. Pour les pollutions, on peut citer, à titre d'exemples :

- l'effet de serre
- la destruction de la couche d'ozone
- la toxicité humaine
- l'écotoxicité (avec en priorité les espèces animales et les produits de grande consommation liés à l'alimentation)
- l'acidification
- la formation de photo-oxydants
- l'eutrophisation des nappes phréatiques
- la mise en décharge des déchets
- les odeurs
- ...

3.1. Evaluation des indicateurs d'impact par milieu récepteur

L'étude d'impact repose essentiellement sur des **normes** établies pour chacun des milieux. Les normes appliquées à la qualité des eaux (différenciées selon l'importance du bassin hydrographique et ses propriétés d'auto-épuration) ont le mérite de régler les problèmes urgents même si elles ont présenté jusqu'ici une connotation plus fiscale que toxicologique, en servant de base quantifiable aux écotaxes. Les normes ne tiennent pas compte des transformations chimiques des substances nocives et des produits qui en résultent; le corollaire est également d'application : il est possible que des substances peu toxiques soient transformées (par des microorganismes ou certaines espèces) en composés plus toxiques (les toxines spécifiques des mollusques). Les normes établies sur base d'expérimentations aiguës (tests poissons, daphnies, rotifères ... menés sur le court terme) n'intègrent pas le facteur temps de résidence dans le milieu concerné. C'est valable pour les eaux mais surtout pour les rejets atmosphériques. Comme ces tests aigus sont conduits sur des substances pures (ou bien caractérisées au plan de la composition), on ne dispose d'aucune information quant aux effets synergiques (ou antagonistes) possibles; pas plus qu'en ce qui concerne les effets de promotion que certains composés pourraient jouer dans le développement d'intoxications carcinogéniques.

Les normes sont basées sur des effets biologiques très divers et les mécanismes d'extrapolation à l'espèce humaine restent méconnus pour de nombreuses classes de familles chimiques. Tous les toxicologues connaissent aujourd'hui les limites d'utilisation des modèles animaux en matières toxicologiques. Les facteurs de sécurité et d'incertitude appliqués aux valeurs expérimentales d'effets (NOEL, NOAEL, LOEL, LOAEL) ouvrent la voie à la polémique et justifient les écarts sensibles enregistrés d'une législation à l'autre, d'une région ou d'un pays à l'autre. Leur choix résulte davantage de considérations socio-économiques et culturelles que de pure toxicologie.

Les seules normes présentant un véritable caractère écotoxique concernent les sols, en particulier ceux qui servent à l'agriculture et, dans une moindre mesure, à l'élevage. De nouvelles lois sont en préparation (certaines déjà appliquées dans l'un ou l'autre lander allemand) pour ce qui est de la réaffectation des sols industriels en zone d'habitat. Ces normes rendues sévères à la suite de quelques exemples dramatiques (Love Canal aux USA, Utrecht aux Pays-Bas ...) prennent en compte les aspects environnementaux intégrés sur le moyen et le long terme ainsi que les effets de concentration ou de quantités (s'il s'agit d'anciennes décharges ou terrains sur lesquels ont été entreposés des résidus industriels toxiques).

Ces différentes normes, opposées aux valeurs d'émission des différentes substances dans chacun des milieux récepteurs concernés, conduisent à la notion de **Volume Critique**.

Ce Volume Critique répond à la relation suivante :

$$\text{Volume Critique de A} = \frac{\text{Quantité de A rejetée/ milieu}}{\text{Norme de A pour le milieu}}$$

Par exemple, un système rejette 300 gr de SO₂ par unité fonctionnelle. Si la norme correspondante pour le contrôle de la qualité du milieu (dans ce cas, l'air) est de 0.03 mg/Nm³ le Volume Critique (V_c) sera de :

$$V_c = 300.000 / 0.03 = 10^7 \text{ Nm}^3 / \text{unité fonctionnelle}$$

Pour les sols, il existe différents types de normes notamment pour les cultures céréalières qui constituent la base de l'alimentation humaine et animale. Elles interviennent indirectement sur la qualité des aliments produits et, à ce titre, constituent un moyen efficace de protection contre les effets de la pollution. Il y a des exceptions à cette règle : certains agriculteurs continuent à déverser des lisiers riches en oligo-éléments sur des terres arables; on regrettera aussi un certain laxisme pour ce qui est des champs de tabac sur lesquels on répand de grandes quantités de boues issues des stations d'épuration des eaux. Les plants de tabac pourraient contenir des quantités non négligeables de composés chimiques qui contribuent aussi aux effets toxiques engendrés par la consommation de ce produit. Les autorités n'ont cependant pris aucune mesure d'accompagnement en la matière.

Pour un même milieu récepteur, l'agrégation des différentes données et indicateurs d'impact, par simple voie d'addition, conduit à des indices spécifiques reprenant un ensemble de pollutions sommées; on parlera de **Volume Critique Global**, pour tel ou tel élément. Cette agrégation mathématique simplificatrice ne rend nullement compte des phénomènes complexes associés aux effets toxiques; les effets pouvant concerner des cibles très différentes et ce, avec des impacts très variables. La règle d'additivité ne peut constituer qu'un pis aller surtout lorsqu'on met en balance des substances de nature aussi diverse que les métaux lourds et les composés organiques hydro- et liposolubles.

Cette agrégation partielle ou totale des impacts pour les éléments entrant et sortant du système ne permet généralement qu'une estimation grossière du comportement des produits; la comparaison se fait sur la base de critères et ne permet pas une estimation globale de la situation. En dépit des nombreuses faiblesses évoquées ci-dessus, les normes restent toutefois largement

d'application, dans l'attente de nouvelles méthodes d'appréciation d'effets toxiques permettant de mieux gérer les impacts potentiels.

3.2. Evaluation des facteurs d'impact par effets environnementaux

La situation est tout aussi complexe si l'on prend en compte les effets environnementaux car la relation de cause à effet doit impérativement être démontrée pour la substance considérée, à l'exception de toutes les autres. La prise en charge du volet "épuisement des ressources naturelles" repose davantage sur des paramètres économiques que toxicologiques. Dans ces conditions, les éléments considérés n'intéressent que très modérément les toxicologues. L'effet de serre intéresse davantage les climatologues même si l'on peut en apprécier certaines conséquences au plan écologique. La destruction de la couche d'ozone ne concerne, jusqu'ici, qu'un petit nombre de molécules gazeuses dont la grande majorité a trait aux chlorofluorocarbones (CFC's) pour lesquels on a défini des valeurs individuelles de potentiel d'effet. Pour les autres produits gazeux, l'effet "mélange" rend l'appréciation des phénomènes plus difficile.

Parmi les effets et les perturbations associées aux "pollutions", les volets touchant **la toxicité humaine et l'écotoxicité** (surtout au niveau des conséquences enregistrées au plan de la dégradation des écosystèmes) focalisent davantage l'attention au même titre que la mise en décharge des déchets, en particulier ceux des classes 1 et 2.

Pour la toxicité humaine et l'écotoxicité, les normes évoquées ci-dessus restent d'application en plus des paramètres issus des lignes directrices proposées par l'OCDE dans ses recommandations d'essais à mener sur les substances chimiques. Les différents rapports présentés par cet organisme proposent une batterie de tests validés permettant de quantifier un certain nombre de paramètres.

La section 1 concerne les propriétés physico-chimiques des produits

La section 2 se rapporte aux effets enregistrés sur les systèmes biologiques

La section 3 concerne la dégradation et l'accumulation

La section 4 est dédiée aux effets sur la santé

Le risque induit par une exposition à un agent chimique peut être décrit par plusieurs facteurs. Parmi ceux-ci, la concentration et l'exposition, qui dépendent en grande partie des **propriétés physico-chimiques** du composé, jouent un rôle essentiel. Les experts de l'OCDE proposent une liste de tests et de paramètres en rapport direct avec la mobilité du toxique dans l'environnement, la dégradation chimique et biologique de la substance, son accumulation potentielle et les effets nocifs résultants. L'état physique du produit, sa tension de vapeur, sa solubilité dans l'eau, la taille des particules interviennent dans l'évaluation de sa libération dans le système considéré. La mobilité, définie comme la capacité du produit à se distribuer et à s'échanger entre les divers milieux (air, eaux, sols), dépendra aussi de la volatilité de la substance au départ d'une solution aqueuse, de sa capacité à former des complexes et de sa tension de surface. Tous ces paramètres contribuent à prédire la distribution et le comportement de la substance dans l'environnement. La dégradation chimique et biologique de même que l'accumulation du composé dans diverses composantes biologiques jouent aussi un rôle important au plan du risque toxique. La mesure des vitesses d'hydrolyse de la substance au contact de l'eau et en fonction du pH contribuera à prévoir son destin dans l'environnement au même titre que la connaissance du coefficient de partage octanol/eau servira à évaluer sa liposolubilité et les niveaux de bioaccumulation attendus au travers des chaînes trophiques.

A l'exception de ce dernier paramètre, de la volatilité du produit et de la taille des particules qui exerceront une influence directe sur l'estimation du risque toxique pour l'homme, la grande majorité des propriétés telles que proposées par l'OCDE concerne l'écotoxicité.

Un élément important limite toutefois l'application directe de ces données physico-chimiques dans les études toxicologiques : il faut savoir qu'**elles se rapportent quasi exclusivement à des produits purs** et rarement à des mélanges. Elles ne prennent pas davantage en compte les **impuretés** potentielles des substances commerciales; c'est ainsi que l'on pourrait sous-estimer un risque d'accumulation si une impureté toxique était soluble dans l'eau, contrairement à la substance étudiée. Ce risque n'est pas négligeable si l'on sait que des produits techniques mis sur le marché peuvent contenir plus de 50% d'impuretés !! Une dernière mise en garde doit être formulée; elle concerne le recours systématique aux relations structure-activités pour apprécier la valeur de certains paramètres non disponibles dans les tables de données. L'expérience du terrain a clairement démontré les limites d'applicabilité de tels modèles avec notamment des différences de toxicité marquantes observées entre certains isomères optiques. La connaissance des relations structure-activités ne constitue pas une raison suffisante pour justifier l'absence de contrôle du paramètre concerné.

L'analyse des effets induits sur les systèmes biologiques représente un deuxième volet des indicateurs d'impact pris en compte au plan toxique et écotoxique. Les paramètres proposés par l'OCDE touchent exclusivement l'écotoxicité des produits même si quelques données peuvent trouver un certain écho au plan de la toxicité humaine. Les effets analysés en relation avec la concentration des toxiques visent tout à la fois la fonction et la structure de l'écosystème considéré (en particulier les relations trophiques et le transfert des substances nutritives dans les cycles naturels). Dans la pratique, on se limite, pour des raisons de simplification, aux effets obtenus sur quelques sous-systèmes **sensibles**. La grande difficulté consiste à enregistrer le seuil à partir duquel on considère qu'il y a eu modification significative du système considéré. En effet, la plupart des écosystèmes (incluant l'homme comme cible biologique) dispose de certaines capacités de réparation (ou d'adaptation) vis-à-vis de dommages causés par une atteinte environnementale. Du point de vue (éco)toxicologique, les **effets irréversibles (donc persistants) sont toujours considérés comme indésirables**. Il faut rappeler que les effets de ce type, mis en évidence chez certains organismes, peuvent s'avérer totalement inoffensifs pour d'autres ou inopérants au niveau d'une communauté d'espèces. Les effets mesurés concernent les cultures (germination; maturation; production; mort ...) et la vie animale (allant de certaines activités enzymatiques jusqu'au comportement en passant par la taille des populations, les malformations, la reproduction ...).

La difficulté majeure réside dans l'évaluation des doses ou des concentrations qui déterminent les effets incriminés. La concentration du milieu ne correspond pas à celle présente au niveau des cibles biologiques. On retrouve ici, du moins partiellement, l'intervention des paramètres physico-chimiques évoqués ci-dessus, en particulier ceux qui influencent directement l'importance de la bioaccumulation ou de la bioconcentration. Les essais à court et moyen terme réalisés sur les espèces trouvées au niveau de l'écosystème trouvent largement leur justification. La plupart du temps, ils concernent les espèces aquatiques puisque la majorité des polluants finissent par se retrouver dans l'eau et que les tests officiels menés sur ces espèces offrent de multiples avantages au plan de l'expérimentation. Il est toutefois souhaitable qu'on ne se limite pas à une seule espèce, même sensible; la complexité des échanges et des mécanismes écotoxicologiques requierant une approche plus en rapport avec la réalité de terrain. L'étendue des variations de réponses existant naturellement au niveau des populations d'organismes et la

grande diversité de ceux-ci au sein de l'écosystème ne seraient nullement prises en compte. Il importe dès lors de se conformer à des recommandations plus sévères si l'on veut pouvoir exploiter en toute sécurité ce type d'études.

Les facteurs d'impact décrits ci-dessus peuvent encore être affinés si l'on peut prédire l'importance des interactions qui, au sein de l'environnement, faciliteront la **(bio)dégradation** du produit et son **accumulation** dans certains compartiments. Les **essais de biodégradabilité** présentent un intérêt majeur en écotoxicité et divers tests permettent de classer la substance en matériau "aisément" ou "intrinsèquement" biodégradable. Il existe des procédures expérimentales d'accompagnement (essais de simulation) permettant de préciser l'importance de la biodégradation dans des conditions environnementales très différentes (aérobie; anaérobie; eaux maritimes, lac, rivière; sols ...). En cas de biodégradation importante, il y a lieu de s'assurer de l'identité des produits résiduels formés et de leur comportement vis-à-vis de l'écosystème, un élément souvent négligé à ce niveau. En cas de non biodégradation, on supposera que le produit est persistant dans le milieu considéré et qu'il n'en sortira pas.

La **dégradation non biologique** peut constituer une autre voie importante d'élimination des produits chimiques manufacturés. La dégradation peut se produire dans chacune des composantes environnementales selon la réactivité de la substance et la présence éventuelle de facteurs physiques ou chimiques. L'eau, l'oxygène, la température, les rayons solaires en sont quelques exemples. L'énergie thermique des radiations solaires joue un rôle prioritaire sur la photodégradation des matières et l'atmosphère est évidemment le siège principal de telles interactions.

La **bioaccumulation** résulte du comportement toxicocinétique du produit chimique dans le modèle biologique sélectionné. L'étape de **métabolisation** s'avère déterminante; tout produit non biotransformé (très peu hydrosoluble) peut manifester un effet de bioaccumulation marqué qui ne manquera pas de s'amplifier au travers de l'échelle trophique et de la chaîne alimentaire. Il existe une nette corrélation entre la bioaccumulation et la **lipophilicité** (exprimée sur base du coefficient de partage n-octanol/eau) des produits chimiques non ionisés. La plupart du temps les métabolites formés seront plus hydrosolubles que le composé de départ mais il peut arriver que la biotransformation exercée par l'organisme vivant induise la formation de métabolites plus lipophiles que le produit de départ (mercure transformé en méthylmercure) avec un risque majeur d'accumulation. La rétention dépendra de la stabilité du métabolite et se traduira en terme de **demi-vie d'élimination** (grandeur exprimée en unité de temps).

Aquatique ou terrestre, la contamination suit la chaîne trophique naturelle. On peut s'attendre à ce que les espèces qui sont à l'extrémité de cette chaîne révèlent des teneurs plus élevées en toxiques bioaccumulables. Des facteurs de bioconcentration (définis par le rapport entre la concentration du toxique dans un tissu biologique d'une espèce et celle présente dans sa nourriture) peuvent être évalués; ils sont en général dix fois plus faibles chez les animaux terrestres que chez les poissons.

L'étude du devenir d'un produit dans les **sols** et les **sédiments** représente également une source d'informations intéressantes pour l'évaluation des indicateurs d'impact. La contamination de ces composantes environnementales peut être de longue durée voire irréversible à cause des limitations de la mobilité et des effets de la dilution. La nature des sols (sablonneux, argileux acide ou neutre...), leur composition (en matières organiques), leurs propriétés (rH, caractéristiques d'oxydo-réduction), leur texture influenceront grandement le destin des toxiques.

Les **effets sur la santé** servent davantage à l'appréciation de la toxicité que de l'écotoxicité. Orientés tantôt sur le court et le long terme ainsi que sur le caractère génotoxique du produit, les tests proposés sont légions. Ils concernent des modèles biochimiques *in vitro* et des essais menés sur l'animal entier. Le choix du modèle s'avère crucial et fait l'objet de nombreuses controverses car il n'existe aucune espèce animale de laboratoire dont le métabolisme soit parfaitement identique à celui de l'homme. Il y a bien des similitudes organiques et de fonctions entre l'homme et certaines espèces comme les primates mais elles ne permettent pas une extrapolation directe à l'homme des résultats observés sur les animaux. Les autres remarques antérieures formulées à propos de la validité des tests réalisés sur des substances pures (le problème des impuretés est ici souvent pris en compte dès l'origine), administrées par une voie spécifique, restent d'actualité car on est très loin des conditions de terrain où l'exposition se fait en présence de nombreux autres produits et par des voies multiples. La toxicologie axée sur l'identification et la quantification des effets sur la santé reste une discipline expérimentale en développement et de nombreuses interrogations subsistent quant aux méthodes d'extrapolation des données interspèces. La mise à disposition de données toxicocinétiques pourrait faciliter ce travail mais force est de reconnaître qu'elles sont aujourd'hui limitées à quelques molécules comme le benzène, le chlorure de vinyle, le styrène... Pratiqués en mode aigu ou sub-chronique, les essais toxicologiques ont le mérite d'identifier les produits à haut risque et de classer leur toxicité. Pour peu qu'ils soient mis dans les mains d'équipes compétentes, on pourra en retirer les informations complémentaires relatives à la nature, à la spécificité des effets et à leur réversibilité potentielle.

La **carcinogénicité** constitue un cas à part dans l'évaluation de la toxicité d'un produit. La gestion de cette caractéristique (ou propriété) toxicologique se fait de manière distincte; elle n'intègre pas la prise en compte d'un effet-seuil mais bien les paramètres spécifiques aux intoxications à long terme. On ne peut apprécier sa juste contribution qu'en allongeant la durée de l'exposition à la vie entière des espèces animales testées (deux au minimum) et en observant la vitesse et la fréquence d'apparition des lésions néoplasiques.

Les autres problèmes liés aux effets environnementaux comme l'acidification, l'eutrophisation et la mise en décharge des déchets mériteraient également quelques développements même si leur impact a déjà été évoqué antérieurement. Le **pouvoir d'acidification** intervient sur le potentiel écotoxique et sur la toxicité du produit. Ce paramètre, associé à la quantité de moles d'ions hydrogène libérables par mole de composé, ne joue qu'un rôle négligeable en matière de pollution atmosphérique dans la mesure où il ne concerne que des effets irritants et corrosifs locaux, de portée limitée. Pour ce qui est des eaux et des sols, l'impact écotoxique peut s'avérer déterminant; des espèces végétales et animales peuvent disparaître par effet direct ou indirect (destruction des ressources alimentaires par exemple).

L'**eutrophisation des eaux** est liée à une concentration excessive en produits azotés et phosphorés au demeurant dépourvus de toxicité. Ce phénomène s'accompagne d'une réduction sensible de la concentration en oxygène dissous. L'effet est observable mais les mécanismes, en particulier les relations causes-effets le sont moins; la demande chimique en oxygène (DCO), utilisée habituellement pour évaluer cet impact, ne répond qu'imparfaitement à la question. Associé au rapport massique N/P (azote /phosphore) du polluant (le quotient DCO / rapport massique N/P > 7), ce paramètre écotoxique facilement mesurable fait partie intégrante de la batterie de tests habituellement réalisés.

L'impact exercé par la **mise en décharge de déchets chimiques** (avec les rejets dans l'atmosphère et les eaux résiduaires qui les accompagnent) constitue une source aiguë de

problèmes rendus prioritaires par l'accroissement du volume des matières rejetées par la grande consommation et le développement industriel de nos régions. Jusqu'ici, l'indicateur d'impact chargé de la prise en charge du problème a été le **volume des déchets** assimilé rapidement à celui de la décharge. La gestion de ces sources polluantes a délibérément négligé des aspects aussi essentiels que l'impact des **lixiviats** (souvent rejetés sans traitement dans les sols ou le bassin hydrographique avoisinant) et du **biogaz** généré par les processus de fermentations, de putréfaction et de (bio)dégradation dont la décharge est le siège. De nombreuses études menées sur différents continents ont démontré les effets toxiques et écotoxiques importants associés à l'enfouissement de matériaux de toute nature. Les impacts observés diffèrent bien évidemment selon le type et la classe de la décharge. Aux USA, des indicateurs de mortalité et de morbidité ont été proposés pour évaluer le niveau de danger pour les communautés vivants à proximité des décharges militaires. Une approche systématique du risque toxique et écotoxique a permis de dresser un inventaire des sites prioritaires, à traiter en urgence dans le cadre de la loi américaine du Superfund. Il n'est pas possible d'en dresser un inventaire complet ici, on renverra le lecteur aux proceedings des symposium tenus sur ces sujets à Atlanta en 1993 et 1995. On y trouve un ensemble de données et d'observations faites sur diverses cibles biologiques dont l'espèce humaine. L'acuité du problème des décharges et l'urgence à trouver des solutions à court terme justifient le déploiement d'efforts réalisés un peu partout dans le monde pour réduire les impacts environnementaux mais aussi ceux qui s'exercent sur le personnel chargé de la réhabilitation des sites.

En terme d'indicateurs d'impacts, il faut prendre en compte séparément, mais en association étroite, les **déchets** en eux mêmes et les autres résidus (les **effluents gazeux et liquides** issus d'interactions avec le milieu naturel par voies physico-chimiques et biologiques) qui se forment à leur contact. Ces émanations et écoulements issus d'un anthroposystème se déversent dans un écosystème alors que les déchets restent stockés à long terme dans la décharge. En fonction de la classe de la décharge, les effluents subiront ou non un traitement qui consiste à enlever, détruire ou transformer les composés les plus toxiques pour l'écosystème récepteur. Ce traitement, au travers de nombreuses filières possibles, génère aussi son propre lot de déchets. La décharge en elle-même constitue toutefois une filière indépendante dans la mesure où les résidus des résidus finiront tôt ou tard par s'y retrouver. A ce titre, elle impose son propre lot de mesures visant à réduire les risques. Le potentiel toxique et écotoxique des résidus dépendra ainsi dans une large mesure de leur complexité au plan de la composition et de leur hétérogénéité.

Le **coefficient de perméabilité** (Ks) de la décharge intervient rarement dans la prise en compte des impacts potentiels mais il n'en constitue pas moins un des meilleurs indices de sécurité, du moins pour la contamination des eaux de surface et souterraines. Une valeur inférieure à 10^{-1} m.s⁻¹, calculée sur une épaisseur de terres supérieure à 5 mètres, s'avère généralement suffisante pour une décharge de classe 1, acceptant des déchets industriels toxiques mais non dangereux. Ce paramètre devrait faire l'objet de contrôles réguliers avec publication des données officielles.

3.3. Inventaire des principaux indicateurs de danger

Ce paragraphe est consacré à l'analyse des **principaux paramètres quantifiables**, en relation étroite avec la toxicité et l'écotoxicité. Ces données expérimentales, générées par une batterie d'essais et de tests développés spécifiquement à cet effet, servent à préciser l'importance relative des indicateurs d'impact évoqués ci-dessus. Certains indices paramétrés pèseront davantage selon que l'on envisage les impacts sous l'angle des milieux physiques récepteurs ou celui des effets exercés sur l'homme et les espèces vivantes des milieux naturels.

3.3.1. Indicateurs de danger et milieux physiques récepteurs

L'essentiel consiste à évaluer l'importance de la répartition et la vitesse de transfert des substances toxiques vers chacune des composantes environnementales. L'**air**, l'**eau** et les **sols** constituent les vecteurs de transmission des polluants; les sols agissent aussi comme des récepteurs indirects et une source nutritive pour les plantes et les espèces animales entrant dans notre alimentation.

La **concentration** des toxiques dans les différents milieux constitue la donnée essentielle (c'est la dose qui fait le poison !!). L'**identité** des composés s'avère tout aussi primordiale en raison des écarts de toxicité considérables existant entre les produits (plusieurs ordres de grandeur). L'identité du produit dépend de sa composition élémentaire, surtout dans la manière dont les atomes sont rattachés les uns aux autres : la **structure chimique** pour les dérivés organiques, la **famille chimique** pour les substances inorganiques.

En cas de pollution minérale, la nature du produit s'avère déterminante; elle s'évalue au travers de son état chimique : **le cation considéré, son association avec les anions, la valence, le potentiel redox et la solubilité dans l'eau**. Ces paramètres exercent un rôle majeur sur la précipitation possible des composés dans l'eau et les sols, réduisant ainsi sa mobilité et sa biodisponibilité pour les organismes vivants des écosystèmes. Il existe aussi des composés minéraux toxiques émis sous forme de **gaz** (H_2S , HCN, HCl, HF, AsH_3 , SO_3 , SO_2 , CO, CO_2 , O_3) et dont la teneur dans l'air justifie une surveillance permanente.

Si la nature de la pollution est de type organique, la **volatilité** et la **solubilité dans l'eau** influencent directement la répartition vers l'air et les milieux aquifères. Sous l'angle volatilité, des éléments essentiels comme le **point d'ébullition, la courbe de tension de vapeurs** en fonction de la température et les caractéristiques d'**entraînement à la vapeur d'eau** (un processus basé sur des mécanismes de diffusion moléculaire) fixent l'importance des rejets atmosphériques et celle de la résorption pulmonaire directe des polluants. La possibilité de former des **aérosols** et la **taille des particules de poussières respirables** sur lesquelles ces polluants peuvent aussi se fixer complètent les indicateurs de danger pour les composés volatils.

Sous l'angle de l'**hydrosolubilité**, on associera les capacités des produits à s'adsorber ou à se désorber de la surface des particules en suspension dans les sols et les milieux interstitiels déjà saturés en eau. La **stabilité chimique** de la famille du composé, sa **taille moléculaire** et la **présence** (mais aussi le **nombre**) de **groupements fonctionnels polaires** (amines aliphatiques, alcools, phénols, nitrés, acides carboxyliques) exercent un effet déterminant sur le caractère hydrosoluble du produit. La formation possible de **complexes** en milieu aqueux complètera cette évaluation.

Pour ce qui est des sols, la **stabilité chimique** de la substance, évaluée par l'intermédiaire de sa **résistance à l'hydrolyse en fonction du pH et du rH**, revêt une importance considérable. D'autres indices comme la **liposolubilité** (associée au **coefficient de partage n-octanol/eau**) et la **tension superficielle** interviennent dans l'évaluation des impacts sur les milieux naturels.

Comme on peut le constater, l'approche du risque toxique et écotoxique par l'intermédiaire des milieux récepteurs se fait prioritairement sur base de **paramètres physico-chimiques** dont la mesure permet de prédire l'importance de la contamination possible de l'atmosphère, du bassin hydrogéologique et des sols.

3.3.2. Indicateurs de danger et effets exercés sur l'homme et les espèces des milieux naturels

Les effets induits par les substances toxiques peuvent s'apprécier au moyen de nombreux tests qui se différencient selon les cibles biologiques concernées par les impacts :

- * l'homme en tant qu' être vivant, en bout de chaîne de l'évolution des espèces
- * l'homme au travail, dans sa condition de vie professionnelle
- * les espèces végétales et animales du milieu naturel et des écosystèmes

3.3.2.1. Les indicateurs d'effets pour l'être humain

L'homme est représenté par toutes les couches de la population, de l'embryon jusqu'au vieillard en prenant en compte toutes les races, les deux sexes, les malades et les biens portants, les personnes fragiles et résistantes ... La prise en charge du risque toxique intègre les données d'exposition sur une vie moyenne de 70 ans. **Toutes les sources** associées à la présence du toxique (au travers des différents milieux récepteurs), **toutes les voies d'entrée** (inhalation d'air et de poussières; consommation d'eau alimentaire et d'aliments; pénétration par voie transdermique en relation avec les habitudes de vie : hygiène personnelle, hobby ...) devront être envisagées dans l'estimation d'un risque individuel ou d'une population. La notion de **dose journalière** est difficile à évaluer en toxicologie à long terme; il en va de même pour le choix des normes. Essentielle au plan du risque, la dose entre aussi en ligne de compte pour une évaluation correcte des effets attendus ou évalués sur base d'une comparaison avec ceux observés à l'occasion des essais toxicologiques menés, à long terme, sur les modèles biologiques expérimentaux.

Ces données de la littérature découlent de tests réalisés, pour la plupart, en situation aiguë (une administration quotidienne unique, par une voie, sur un nombre défini d'animaux et pendant de longues durées). L'animal de laboratoire (rongeurs et mammifères) sert de référence pour transposer les effets observés à l'espèce humaine. De **multiples tests toxicologiques complémentaires** ont été développés pour **rechercher un ensemble d'effets** associés aux divers organes ou fonctions physiologiques vitales (hépatique, rénale, pulmonaire, reproductrice, hématologique, neurologique ... génotoxique) et pour tenir compte des voies d'entrée suivies :

- * tests pour la recherche d'effets irritants/corrosifs
- * tests pour la recherche d'effets cutanés et oculaires
- * tests pour la mise en évidence d'effets cutanés à long terme
- * tests génotoxiques sur cibles spécifiques (téatogénicité sur l'embryon)
- * tests génotoxiques sur cibles multiples (mutagénicité, carcinogénicité)
ex: mutations létales dominantes, tests de Ames, tests sur *Saccharomyces...*

Les données issues des études épidémiologiques (limitées aux effets de quelques toxiques courants) et celles observées sur l'homme au travail (en considérant qu'elles se rapportent à des personnes dans la force de l'âge, en bonne santé et exposées à raison de 35 à 40 heures/semaine pendant 40 ans de leur vie), contribuent à affiner les normes proposées sur base des seules expérimentations animales. Ces dernières font le plus souvent appel à des modes de calculs simplistes (établissement de facteurs d'incertitude) qui ne reflètent pas toujours la différence de comportement entre le modèle animalier choisi et l'homme. Il existe des techniques d'extrapolation plus sécurisantes; elles visent à intégrer les données toxicocinétiques dans le processus d'extrapolation. Lorsque le profil métabolique comparatif interespèces est connu,

lorsque les modèles cinétiques compartimentaux existent ou lorsque les demi-vie d'élimination du toxique sont du même ordre de grandeur chez l'animal et l'homme, on peut recourir à des méthodes d'extrapolation plus sophistiquées permettant de mieux évaluer l'impact respectif de ces facteurs. Il n'existe que quelques rares modèles toxicocinétiques-toxicodynamiques informatisés. On rappellera pour la forme, mais c'est un élément essentiel au plan toxicologique, que **les techniques d'extrapolation interespèces diffèrent dans le cas des produits carcinogènes**. Lorsqu'elles sont accessibles dans les banques de données, on se sert de valeurs expérimentales comme les facteurs de pente (**slope factor** ou **unités de risque de cancer UCR**) pour extrapoler linéairement la dose journalière et fixer le risque génotoxique en terme de probabilité (un nombre pur du type 10^{-6} ; un cas de cancer supplémentaire pour un million d'individus); ceci sans trop tenir compte du modèle animalier sur lequel le facteur de pente a été évalué. Cette façon de procéder est valable pour les carcinogènes dûment identifiés comme tels soit les classes A, B1 et B2.

3.3.2.2. Les indicateurs d'effets pour l'ouvrier au travail

L'homme au travail représente une cible privilégiée en matière de cycle de vie puisqu'il se trouve exposé aux concentrations (aux doses) les plus fortes d'agents toxiques. C'est un aspect totalement négligé au plan de l'évaluation de l'écobilan mais cette position nous semble indéfendable. Pour les travailleurs, le législateur a prévu un suivi spécifique qui se reflète dans une batterie de tests reconnus dans la grande majorité des pays développés; ils sont à la base des mesures préventives qui ont permis de réduire sensiblement le nombre et l'incidence des maladies professionnelles. La surveillance médicale s'est organisée de manière efficace autour des éléments suivants :

- * anamnèse spécifique
- * contrôle des aptitudes physiques à exercer une mission définie (capacités de résistance, santé, antécédents ...)
- * contrôles biologiques (surveillance de fonctions à risque : hépatique, rénale ...)
- * réalisation de tests/actes médicaux sélectifs (RX, électrocardiogramme...)
- * pratique de tests d'investigations organiques spécifiques (indications d'atteinte neurologique, de la vision , de l'ouïe)

La prévention s'exerce au travers de deux types d'essais, réalisés de manière aléatoire mais avec une fréquence suffisante pour en garantir la signification :

- * **surveillance de l'atmosphère des ateliers** sur base d'indices officiels comme les valeurs limites tolérables (TLV's), les concentrations maximales autorisées (MAC) ou encore leurs correspondances à court terme (valeurs STEL : short term exposure level). Deux cent valeurs sont disponibles aujourd'hui pour les agents toxiques les plus courants.
- * **surveillance biologique** des travailleurs par la réalisation de tests exploratoires spécifiques (**indicateurs biologiques d'exposition**). Il existe une vingtaine de tests reconnus permettant d'identifier une exposition récente à un de ces agents toxiques. Le nombre de ces tests s'étend au fur et à mesure du développement des connaissances scientifiques. Ils seront complétés progressivement par de nouveaux **biomarqueurs** biochimiques d'exposition, par des marqueurs d'effets et de susceptibilité individuelle. Divers tests de biomonitorage sont

proposés **pour contrôler le niveau des expositions** (taux de certains métabolites d'agents toxiques présents dans les urines; taux de composés toxiques dans l'air exhalé des travailleurs; formation d'adduits sur des bases d'ADN ...), **le contrôle du niveau des effets** (adduits sur des protéines du sang; d'effets neurologiques, hépatiques ...) et celui du poids de l'intervention des **facteurs de susceptibilité individuelle** (phénotype et génotype) sur l'intensité de l'intoxication. Les tests visant à estimer le pouvoir inducteur (ou inhibiteur) d'un substrat chimique sur les activités enzymatiques à Cytochrome P-450 ,au niveau hépatique, en constituent un bon exemple et sont en bonne voie. Ils devraient servir sous peu à rejeter des produits ou des mélanges commerciaux hors des circuits de production et de consommation. Des études d'épidémiologie moléculaire sont en cours de réalisation pour évaluer la validité de ces différents types de biomarqueurs.

La plupart des autres tests réalisés sur les composés manufacturés (indices d'inflammabilité, explosion ...) concernent les seuls aspects sécurité et non de toxicité. Ils ont certes un impact non négligeable au niveau des coûts d'exploitation mais ne sont pas pris en compte au plan toxicologique.

3.3.2.3. Les indicateurs d'effets et les milieux naturels

L'écotoxicité devient dans cette optique l'élément dominant du problème même si la toxicité humaine indirecte, en relation étroite avec la composante alimentation, constitue encore une source de danger non négligeable. Plusieurs tests peuvent donner une orientation précise du risque écotoxique :

- * les tests d'écotoxicité
- * les tests de biodégradabilité
- * les tests de bioaccumulation

Divers **tests d'écotoxicité** ont été développés pour tenir compte de la spécificité des cibles biologiques et des milieux récepteurs qui leur sont propres :

- * tests réalisés sur les poissons (en aigu et sub-chronique)
- * tests sur microorganismes aquatiques (daphnies ...)
- * tests sur algues (rotifères ...)
- * tests sur les oiseaux
- * tests sur organismes terrestres (vers ...)
- * tests spécifiques sur végétaux et plantes
- * tests visant à dénombrer les espèces vivants dans un écosystème (inventaire)

Ces tests peuvent aussi avoir des orientations vers des effets plus sélectifs; c'est ainsi que le caractère écologique génotoxique d'un écosystème peut être en évidence au moyen de tests réalisés sur des modèles végétaux particuliers comme *Tradescantia* .

A côté de quelques **paramètres physico-chimiques** en relation directe avec l'impact écologique (densité des liquides et des sols; nature des sols ...), deux éléments spécifiques complètent l'approche du risque écotoxique :

- * **les tests de biodégradabilité** (un ensemble d'essais visant à préciser l'importance et la facilité des processus de biodégradation)

La résistance à la biodégradation (car celle-ci n'est jamais totale !!) par des souches microbiennes sélectionnées reflète assez bien l'état écologique d'un site. Deux tests spécifiques peuvent apporter des éléments d'informations précises à ce sujet :

- * la DCO (demande chimique en oxygène)
- * la DBO5 (demande biochimique en oxygène à 5 jours)

si le rapport DBO5/DCO est supérieur ou égal à 0.6, le résidu est fermentescible
 si le rapport DBO5/DCO est compris entre 0.2 et 0.6, le résidu est biodégradable
 si le rapport DBO5/DCO est inférieur à 0.2, le résidu est considéré comme rémanent

- * **les tests de bioaccumulation** (la capacité de certaines espèces à accumuler les substances chimiques à des niveaux de concentrations largement supérieurs (>10.000x) à ceux rencontrés dans les milieux environnementaux (eaux et sols).

Toute persistance d'agents contaminants dans un (ou plusieurs) des compartiment(s) de l'écosystème va favoriser leurs passages dans les communautés d'espèces végétales puis animales en passant par le jeu des chaînes trophiques. C'est le cas pour les pesticides organochlorés et les métaux lourds ... Le **coefficient de partage n-octanol/eau** déjà évoqué plus haut reflète le caractère hydrophobe et donc bioaccumulable du produit. Certains tests conduits en laboratoire sur des espèces aquatiques (en mode statique ou dynamique) permettent d'établir **les niveaux d'enrichissement** enregistrés au travers des relations proies-prédateurs. Ils s'avèrent cependant fort coûteux en raison des nombreuses mesures expérimentales qu'implique la mesure des taux de toxiques rencontrés au sein des diverses espèces. La détermination des **concentrations dans les céréales** fait aussi l'objet de tests spécifiques. On peut établir des relations assez précises permettant d'évaluer le facteur de bioconcentration du végétal en fonction de la valeur du coefficient de partage n-octanol/eau mesuré pour le polluant incriminé.

Ce paragraphe clôture cette longue introduction consacrée à la présentation et au développement des principales notions et concepts utilisés en toxicologie et en écotoxicologie. Leur analyse avait pour objectif d'éclairer le lecteur sur un certain nombre de points critiques de manière à pouvoir aborder l'étude détaillée des différentes étapes du cycle de vie d'un produit (Production - Consommation - Décomposition) sous l'angle de la toxicité et de l'écotoxicité.

D. PRODUCTION ET TOXICITE

1 . Impact sur les travailleurs

1.1.Introduction

L'évaluation du poids respectif des différents types d'impacts, analysés dans le cadre du cycle de vie d'un produit, inclut l'ensemble des données techniques liées à sa **production** mais **ne tient généralement pas compte des questions toxicologiques et des effets induits sur les travailleurs**. Cette approche un peu cavalière ne sied pas à une gestion globale des phénomènes évaluant le pour et le contre de la mise sur marché d'une substance ou d'un matériau à base chimique. Si l'on devait évaluer le charbon comme source de combustible relativement bon marché en ne prenant en compte que les seuls effets délétères que son utilisation massive peut exercer sur la qualité de l'environnement, on arriverait à une équation tronquée, amputée du lourd tribut médico-socio-économique qu'il faut payer au plan de la santé des ouvriers mineurs qui ont sacrifié une part essentielle de la qualité de leur vie pour extraire ce matériau des entrailles de la terre. La position "fataliste" qui présumait que chaque activité industrielle entraîne inexorablement son cortège de misères en apportant les bienfaits matériels aux classes ouvrières est aujourd'hui largement dépassée. Il n'est plus possible d'éviter la prise en compte des **effets toxiques** qui pourraient s'exercer sur les travailleurs, **au contact de tous les éléments entrant dans l'ensemble des processus industriels et de leurs conséquences**.

Le législateur s'est intéressé depuis très longtemps à cette question; l'énumération des très nombreuses réglementations parues à ce sujet suffit pour s'en convaincre. Les quantités de matières manipulées sur les sites industriels constituent à elles seules une menace directe pour le personnel. Tout dépassement de 1000 tonnes l'an, au moins une fois sur une période de trois ans, suffit à l'Union Européenne pour imposer une gestion administrative contraignante, des contrôles réguliers et le dépôt de dossiers précisant les caractéristiques physico-chimiques, les voies de pénétration dans les différentes composantes de l'environnement ... et **les données toxicologiques permettant d'évaluer tous les impacts potentiels**. Des listes prioritaires sont dressées en tenant compte des effets produits sur l'être humain (voir la réglementation EEC 793/93 du 23 mars 1993; OJ L84/1); les seules données animales ne suffisent pas, il faut proposer des seuils limites pour le travailleur. Ces données ne peuvent reposer que sur des évaluations précises du risque professionnel.

Dans ces conditions, il existe un très grand nombre de produits et de matières soumis à cette réglementation contraignante (voir annexe I de EEC 793/93). Les processus industriels, depuis l'extraction des matières premières jusqu' au transport des matériaux fabriqués en dehors du zoning industriel, doivent faire l'objet d'études minutieuses visant à dégager les éléments objectifs permettant d'évaluer les impacts toxicologiques néfastes pour la santé des travailleurs. Le domaine prospecté ici est bien défini; il s'agit de **toxicologie humaine** : une toxicologie orientée prioritairement sur le personnel occupé sur le site (différents niveaux selon la distance par rapport à la source polluante) mais aussi sur les riverains vivants à proximité immédiate des installations.

Les cibles sont humaines et les intoxications potentielles de type chronique. L'exposition n'est donc pas continue, ce qui implique une approche particulière de la dose (ou des concentrations s'il s'agit d'air) pour intégrer les pics de pollution et les intervalles de temps où cette pollution est réduite. L'inhalation d'air contaminé et les contacts (occasionnels ou répétitifs) par voie dermique

constituent les principales routes de pénétration des toxiques en toxicologie du travail. La prise en charge des impuretés et des produits intermédiaires soulève aussi quelques questions qui ne manqueront pas d'importance dans l'évaluation des impacts sur la santé.

1.2. Evaluation des impacts sur les risques encourus

Les paramètres toxicologiques prioritaires à prendre en compte dans les processus de fabrication des produits sont :

- * les quantités manipulées
- * la composition des matériaux et produits entrants/issus des process; les rejets
- * les techniques industrielles utilisées
- * les doses d'exposition aux substances les plus toxiques et la toxicité intrinsèque des produits reconnus comme prioritaires
- * la fréquence et la durée des expositions

Examinons brièvement chacun de ces différents paramètres pour proposer des indicateurs d'impact aussi objectifs que possible :

1.2.1. Les quantités manipulées

Cette question a déjà été abordée précédemment; les paramètres **poids** ou **volume** (selon la nature physique du matériau) représentent les meilleurs critères d'évaluation du risque. Ils s'expriment en kg (ou tonne) et m³ et concernent les produits majoritaires entrant dans la composition des matériaux commercialisés.

1.2.2. La composition des matériaux et produits mis en jeu (y compris les rejets)

Il s'agit d'une donnée fondamentale au plan toxicologique et de l'ingénierie. Elle a des répercussions importantes au plan économique, sous l'angle des rendements de production et des contrôles de qualité des produits finis; elle en a aussi au niveau toxique et ce, à deux niveaux distincts :

- *certaines **impuretés** (ou intermédiaires formés) pourraient s'avérer plus toxiques que la substance produite;
- *elles pourraient contribuer à induire des **synergies d'actions** ou à servir d'**agents promoteurs** dans la mise en route des processus d'intoxication.

La première éventualité est facilement contrôlable sur base de tests de toxicité; la seconde est nettement plus difficile à objectiver dès lors que tous les mécanismes d'action de l'agent primaire ne sont pas toujours connus ou maîtrisés. La compilation des données et le recours à des logiciels permettant d'identifier de tels effets (voir le chapitre G à ce sujet) ouvrent de nouvelles perspectives, non encore validées.

La composition des matières de base et des produits finis est en général bien connue dans la mesure où elle sert de critère aux contrôles de qualité. L'**identité des principaux composés et leurs niveaux de concentrations sont ainsi souvent bien établies**. La nature des **produits intermédiaires** ou de **dégradation** l'est plus rarement et les contrôles ne trouvent leur

justification que dans la mesure où ils sont abondants (une dépendance directe du process industriel), persistants et de composition significativement différente par rapport au produit commercialisé. L'exemple de produits irradiés par des rayonnements énergétiques (UV, RX ...) est intéressant à cet égard : certains solvants organiques seront ainsi décomposés s'ils entrent en contact avec le rayonnement UV émis lors des opérations de soudure. C'est un élément de première importance en terme de contrôle des ateliers d'usine. La présence simultanée d'agents chimiquement actifs (bases, acides peroxydes...) peut aussi modifier la composition d'un mélange de produits; ce mélange peut être le siège de réactions d'oxydo-réduction qui influencent considérablement les données au plan toxicologique (Cr^{3+} transformé en Cr^{6+}). La présence d'un seul élément peut modifier la forme physique d'un autre avec toutes les conséquences que l'on peut envisager au plan de la voie de résorption. On pensera aux problèmes des cyanures et des macromolécules comme les méthyl méthacrylates ou les PVC qui peuvent libérer, dans certaines conditions, des monomères toxiques. Il faudrait encore s'assurer du destin (et des cibles) de ces composés intermédiaires. Cette remarque concerne tout autant les aspects environnementaux (hydrolyse ou oxydation au contact de l'air humide) que biologiques (quelle est la toxicité des métabolites qui seraient issus de ces intermédiaires ?).

Comme on le constate, l'impact des produits intermédiaires ou de dégradation s'avère difficilement quantifiable en terme de toxicité. Le premier critère à prendre en compte est la **quantité de ces matières non directement intégrées dans la méthode d'évaluation des risques**. En terme relatif par rapport au produit commercialisé, ils doivent se situer au niveau du **pour-cent** pour susciter de l'intérêt et enclencher une réaction.

On pourrait aussi évoquer le problème des impacts causés par les déchets de fabrication, leur stockage sur le site ou leur recyclage dans le process industriel. Considérant le caractère transitoire des événements, il ne semble pas constituer une menace plus importante que celle liée aux **rejets de matières** dans les différentes composantes environnementales. L'air joue évidemment un rôle essentiel au même titre que les **poussières**. C'est sur ces deux éléments que se concentre l'attention des toxicologues et des hygiénistes industriels. L'atmosphère des ateliers et des usines font l'objet d'une surveillance spécifique en ce qui concerne la concentration de certains éléments dont la résorption pulmonaire trop élevée pourrait constituer une menace directe pour le personnel. Des critères spécifiques existent pour chacun de ces vecteurs de pollution.

Le contrôle de l'air est le mieux réglementé; il existe de **nombreuses techniques et procédures officiellement reconnues pour prélever des échantillons d'air et mesurer les niveaux de pollution** au moyen de méthodes analytiques appropriées. Des pompes à main peuvent prélever des quantités fixées d'air avec lecture immédiate des taux de gaz toxiques au travers d'une cartouche contenant un adsorbant solide approprié ainsi qu'un indicateur de coloration spécifique du produit recherché. Ces techniques simplifiées conviennent uniquement pour les fortes concentrations de polluants dans l'air (valeurs supérieures au %); des firmes comme Dräger proposent une gamme de cartouches de prélèvementposables, combinées à une pompe calibrée en vue de l'exécution de ces tâches. Pour des concentrations plus faibles, de l'ordre de celles rencontrées sur les sites industriels, il faut recourir à des prélèvements de plus grands volumes d'air sur des adsorbants capables de retenir les composés recherchés. Ces cartouches sont ensuite éluées par des solvants appropriés et ces extraits sont ensuite analysés par les techniques analytiques courantes d'identification et de mesure des micro-polluants. Les adsorbants et pièges utilisés dépendront uniquement des caractéristiques chimiques des produits recherchés; la technique de mesure associe souvent une étape chromatographique préalable pour

séparer les différents constituants et assurer une détection analytique spécifique et sensible (rapport signal/bruit optimisé). Classées le plus souvent par famille chimique de toxique ou par technique analytique, les méthodes combinées de prélèvement et de mesures sont proposées par divers organismes internationaux; la plupart ont fait l'objet de procédures de validation.

Le contrôle des niveaux de poussières est déjà plus délicat; il requiert des techniques de prélèvement appropriées qui enregistrent simultanément les indications en matière de volumes d'air passés sur les filtres. Deux indicateurs d'impact sont concernés : la **distribution granulométrique** des poussières (rarement contrôlée) et leur **composition chimique**. Au plan granulométrique, la fraction intéressante au niveau toxicologique concerne les **diamètres aérodynamiques inférieurs au micron**; la résorption de ces poussières par les alvéoles pulmonaires avec dissolution quasi instantanée dans le sang est difficilement évitable.

1.2.3. Les techniques industrielles utilisées

Les techniques les plus récentes prennent aujourd'hui en compte la majeure partie du problème des rejets et des autres types de nuisances (vibrations, bruit, chaleur ...). Certaines contraintes en matière de sécurité et d'hygiène imposent des choix sévères quant aux chaînes de fabrication. La recherche permanente de rentabilité économique exerce aussi une action favorable sur le recours aux technologies "propres" réclamant moins de maintenance ou de services. Les incidences au plan du risque professionnel semblent ainsi s'amenuiser avec les années.

1.2.4. Les doses d'exposition aux toxiques et leur toxicité intrinsèque

En terme d'indicateur d'impact, la **dose journalière d'exposition** est évidemment primordiale. Le premier élément à prendre en compte est la liste prioritaire des agents identifiés (ou présumés présents) dans l'atmosphère ambiante. Bien que non encore officiellement reconnue, la méthode basée sur un **classement des priorités** s'impose : elle fait intervenir un système de cotation du poids respectif des principaux paramètres sur les effets toxiques liés à l'inhalation de composés ou molécules actives : **la concentration du produit, sa stabilité chimique et biologique, son mode de transport ou de transfert dans le milieu concerné ainsi que sa toxicité intrinsèque**.

La cotation individuelle de chacun de ces éléments va intervenir sur base des quelques paramètres quantifiables suivants :

Concentration	* les quantités de matières manipulées * la concentration de chaque toxique dans le milieu
Stabilité	* la résistance à l'hydrolyse et la nature des produits formés
Mode de transport/transfert	* la volatilité * la solubilité et la capacité de bioaccumulation
Toxicité	* la toxicité aiguë de chacun des toxiques * la toxicité chronique

Pour ce qui est des **quantités**, on peut s'aligner sur ce qui est proposé par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) en matière de déchets toxiques (dossier EUR/ICP/CEH 035 : Identification

of priority chemicals in hazardous wastes ; document préparé pour l'office régional européen de l'OMS par Environmental Resources Ltd de Londres sous les références EUR/HFA target 23 de 1990 - voir le paragraphe "Liste inventaire des principales sources d'informations toxicologiques" à la fin de ce rapport):

Quantités (t/an)	Score
>10.000	5
de 1.000 à 10.000	4
de 100 à 1.000	3
de 10 à 100	2
< 10	1

Pour ce qui est du poids des **concentrations dans le milieu ambiant**, rien n'a été proposé jusqu'ici alors que l'on pourrait se trouver dans une situation où une entreprise traite une quantité appréciable de matériaux dangereux, dans des conditions environnementales réduisant tout risque d'exposition. C'est le cas des industries produisant du PVC où la production du monomère carcinogène se fait de manière quasi automatique, sans intervention humaine de même que son transfert vers l'usine de polymérisation. Sur le plan des quantités, le score serait très élevé (et le risque toxique maximum) mais la concentration dans le milieu ambiant, largement inférieure aux limites de détection, annule le poids du premier score. Une proposition visant à lier l'échelle des scores aux valeurs limites tolérées pour chaque produit dans le milieu constituerait une solution au problème. On se rapprocherait ainsi des techniques utilisées en toxicologie qui utilisent le rapport Concentration / TLV ou TWA (TLV : threshold limit value ou TWA : time weighted average) ou C/MAC (MAC : concentration maximale acceptée). Cette échelle de risque aurait l'avantage de garder une certaine souplesse dans la mesure où le choix des valeurs limites tolérées est laissé à l'appréciation de chaque pays ou région; elle pourrait correspondre aux chiffres suivants :

Concentration/TLV OU TWA	Score
>1.8	9
de 1.6 à 1.8	8
de 1.4 à 1.6	7
de 1.2 à 1.4	6
de 1.0 à 1.2	5
de 0.8 à 1	4
de 0.6 à 0.8	3
de 0.3 à 0.6	2
de 0.1 à 0.3	1
< 0.1	0

Ce paragraphe sera complété plus loin (voir critère de toxicité) pour les substances carcinogènes.

L'influence de facteurs comme la **résistance à l'hydrolyse** (et dans le cas contraire, on fera intervenir la nature des produits formés) et la **stabilité biologique** du produit sont pris en compte de manière indirecte par les indices toxicologiques du composé (voir plus loin).

Le système de notation employé pour gérer la prise en charge du **transport et du transfert des polluants aux travers des différentes composantes environnementales** peut s'aligner, du moins partiellement, sur celui utilisé pour les cas d'expositions aux déchets mis en décharge. Dans le cas des travailleurs, on se limite à l'air en faisant intervenir la **volatilité** des composés chimiques considérée comme indicateur d'impact. Derrière cet indicateur volatilité se dissimule évidemment divers paramètres en relation directe avec celui-ci : le point d'ébullition, la tension de vapeur, la capacité d'entraînement à la vapeur d'eau, la formation d'aérosols (en présence de gaz ou en fonction du processus industriel), la thermosensibilité... Ces éléments sont rarement pris en compte dans leur ensemble. Dans la pratique, on se contente de données établies sur base de modèles expérimentaux simplifiés transférant les polluants d'un sol contaminé humide vers l'atmosphère (méthode de HAMAKER - voir à ce sujet un article de DIXON et RISSMANN). On parlera ainsi de "**volatilité relative**" calculée à 25°C, au moyen de la relation suivante :

$$V = P \cdot (MM)^{-0.5}$$

où V = volatilité relative (en mm Hg (g/gmole)^{-0.5})
 P = tension de vapeur
 MM = masse moléculaire du produit

Les scores de volatilité relative appliqués aux constituants organiques s'étalent sur quatre ordres de grandeurs selon le schéma suivant :

Volatilité relative	Score
> 10	4
de 1.0 à 10	3
de 0.1 à 1	2
< 0.1	1

Pour la majorité des sels inorganiques, le plus souvent non volatils mais transférables dans l'air via les poussières, on applique habituellement le coefficient 1.

La **solubilité** et la **capacité de bioaccumulation** vont de paire. Rien n'a été proposé jusqu'ici pour tenir compte de ces facteurs d'impact conjugués. On sait pourtant que la **liposolubilité** d'un produit favorise largement son accumulation *in vivo*; il en va de même pour la persistance biologique, évoquée en terme de paramètre par le concept de **demi-vie**. La combinaison de ces critères est rendue difficile par le petit nombre de données accessibles, particulièrement en ce qui concerne la demi-vie biologique d'élimination; une grandeur largement dépendante de paramètres génétiques ou individuels liés aux habitudes de vie des personnes. Dans ces conditions, le paramètre "liposolubilité" sera pris en compte de manière prioritaire dans l'évaluation du risque lié à la bioaccumulation possible d'un toxique. Un score important sera proposé pour les composés dont le **logarithme décimal du coefficient de partage n-octanol / eau (K_o/w) est supérieur à 3**. Il en sera de même pour les produits dont on connaît les risques de bioaccumulation liés à une longue **demi-vie d'élimination (supérieure à une semaine)** comme les sels de cadmium, d'arsenic ou les composés organochlorés. Pour les produits appartenant à ces catégories, il y a lieu de prévoir un score multiplicateur de 3 (valeur de 1 pour les substances hydrosolubles et non bioaccumulables). Des scores plus élevés peuvent être prévus pour les composés largement liposolubles : les valeurs reprises ci-après ne sont qu'indicatives :

Ko/w	Score
<1000	1
de 1.000 à 10.000	3
de 10.000 à 100.000	4
de 100.000 à 1.000.000	5
>1.000.000	6

La **toxicité intrinsèque** du polluant se doit d'entrer en ligne de compte dans l'évaluation du score permettant d'établir la liste des produits prioritaires en matière de risque. Les critères toxicologiques utilisés en cas d'intoxication aiguë (LD_{50} par voie pulmonaire, LD_{50} par voie cutanée, ID_{50} ...) ne sont guère utiles à ce niveau; ils concernent davantage les questions de sécurité et les risques d'accidents. Les seuls critères d'impact disponibles sont les valeurs TLV (ou TWA) déjà évoquées ci-dessus; elles intègrent, du moins partiellement, la toxicité des produits et la reconnaissance d'un effet seuil en dessous duquel on peut penser que le personnel peut exercer son activité sans risque majeur au plan de la santé. On rappellera que le choix des valeurs TLV fait aussi intervenir d'autres éléments que les données toxicologiques; l'effet anesthésiant exercé par un solvant sur la réduction d'acuité visuelle ou sur l'attention du personnel interviendra tout autant que la toxicité dans le choix de la valeur de cet indice.

Pour les substances considérées comme **carcinogènes pour l'homme** (les classes A, B1 et dans une moindre mesure B2), la classification TLV n'est plus applicable. Il faut recourir aux critères ou données aujourd'hui accessibles : les **unités de risque de cancer** (UCR : unit risk cancer) ou les **facteurs de pentes** (slope factor) tels que proposés par les banques de données mises à disposition par les agences officielles gérant les problèmes de risques toxicologiques (ATSDR, NIOSH, EPA, IARC aux USA; OCDE en Europe; les agences nationales). Attention !! **Ces valeurs se rapportent chaque fois à une voie d'exposition définie !!**

L'unité de risque est considérée comme la **limite supérieure de probabilité** (calculée sur la vie entière) pour un agent carcinogène d'induire la formation de cellules cancéreuses à une dose de 1 mg/kg de poids corporel/jour. Cette valeur correspond à une **extrapolation maximale tolérée** vue sous l'angle du facteur de pente tel que défini par la relation dose/réponse carcinogénique enregistrée aux faibles doses d'exposition. Cette valeur déduite par extrapolation linéaire de données expérimentales animales, sur base du modèle mathématique le plus défavorable (linear multistage), s'exprime en $(\text{mg/kg de poids corporel/jour})^{-1}$. Les toxicologues sont d'avis que le calcul du risque d'apparition de cancer ne soit pas dissocié au plan du travailleur de celui retenu pour la population générale. L'établissement d'une grille de scores implique aussi un certain alignement sur ce qui existe pour l'évaluation du paramètre toxicité pour la population qui tient compte de la dose quotidienne absorbable sans risque (ou alors mineur) par un individu (ADI : acceptable daily intake). Considérant toutefois l'importance du risque carcinogénique (par rapport aux autres pathologies), le poids des scores doit être réévalué à la hausse et l'échelle renversée pour tenir compte qu'un composé présentant une valeur ADI élevée est à faible risque alors qu'un produit caractérisé par une unité de risque carcinogénique élevée s'avère à très haut risque.

Les échelles de scores prennent en compte des valeurs élevées pour des risques majeurs: il est logique qu'un carcinogène reconnu intervienne davantage qu'un composé non-carcinogène dans l'évaluation du risque toxique. Un procédé de "calibration" rationnel a pu être établi sur base des considérations suivantes : un carcinogène ne présente pas de risque majeur s'il est caractérisé par

un facteur d'incidence de 10^{-6} pour la population générale ou de 10^{-5} pour les travailleurs. Ce dernier chiffre tient compte des différences observées entre les risques professionnels et domestiques (il existe un même ordre d'écart entre les données observées au plan des indicateurs biochimiques pour une population générale et des travailleurs). On a donc attribué un score de 1 pour un carcinogène présentant un facteur de pente négligeable de 10^{-6} et un score de 2 si le facteur de pente atteint 10^{-5} . Un composé carcinogène caractérisé par un facteur de pente de 10^{-3} $(\text{mg/kg/j})^{-1}$ ne poserait pas de problème majeur au plan du risque carcinogénique si la dose d'exposition journalière, prenant en compte toutes les voies d'exposition, ne dépasse pas 10^{-3} mg/kg/j. Un produit présentant un facteur de pente de 10^{-6} $(\text{mg/kg/j})^{-1}$ ne poserait guère de problème pour une dose d'exposition de 1 mg/kg/j. Dans ces conditions, le tableau suivant serait d'application :

Facteur de pente $(\text{mg/kg/j})^{-1}$	Score
> 10	9
de 1 à 10	8
de 10^{-1} à 1	7
de 10^{-2} à 10^{-1}	6
de 10^{-3} à 10^{-2}	5
de 10^{-4} à 10^{-3}	4
de 10^{-5} à 10^{-4}	3
de 10^{-6} à 10^{-5}	2
< 10^{-6}	1

Comme la **voie pulmonaire** constitue l'essentiel de l'exposition pour un travailleur (on rappellera que les valeurs limites permises - TLV - sont établies sur base de cette seule voie d'entrée des polluants), l'étalonnage du risque carcinogénique peut se faire à partir d'un facteur de pente exprimé en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, une unité plus en rapport avec la concentration de toxique dans l'air. A titre d'exemple, le facteur de pente du benzène, un carcinogène de la classe A, est de 0.000008 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Tablant sur une exposition à une concentration unitaire de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air, 8 heures/jour, à raison de 240 j/an et ce pendant 40 ans d'activité, le risque de développer un cancer au cours d'une vie de 70 ans pour un ouvrier de 70 kg, inhalant 1.25 m^3 d'air/heure, serait de 2.10^{-6} , une valeur largement acceptée au plan de l'exposition professionnelle. Pour une exposition à $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ d'air, le risque calculé équivaudrait à 2.10^{-3} , une valeur évidemment prohibée. Dans ces conditions, on peut dresser un tableau de concordance attribuant un score aux facteurs de pente en prenant en considération **une exposition professionnelle à $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ d'air**, selon le scénario proposé ci-dessus et en appliquant la relation suivante :

$$\text{Risk} = 1 - e^{-(\text{Unit risk} \cdot \text{conc})}$$

Risque	Score
> 10^{-3}	9
de 8.10^{-4} à 1.10^{-3}	8
de 5.10^{-4} à 8.10^{-4}	7
de 2.10^{-4} à 5.10^{-4}	6
de 10^{-4} à 2.10^{-4}	5
de 8.10^{-5} à 10^{-4}	4

de 5.10^{-5} à 8.10^{-5}	3
de 1.10^{-5} à 5.10^{-5}	2
$< 10^{-5}$	1

Les différents critères pris en compte dans l'étalonnage des scores tels que proposés dans les tableaux rapportés ci-dessus existent dans la plupart des grandes banques de données toxicologiques. Le tableau suivant reprend, à titre d'exemples, les valeurs spécifiques collectées pour quelques paramètres prenant en compte une exposition pulmonaire à des agents toxiques de différentes catégories ainsi que les scores respectifs qui leur sont attribués :

Constituant chimique	Volatilité (à 25°C)		Bioaccumulation		Facteur de pente ($\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$		TLV OU TWA (mg/m^3)
	Unité*	score	valeur	score	valeur	score	valeur
Chloroforme	15.8	4	93.330	4	0.000023		49
Dichlorométhane	46.1	4	17.780	4	$4.2.10^{-7}$		174
Trichloroéthylène	6.3	3	263	1	-		269
Chloroethylene	64.0	4	22.910	4	**		13
Tétrachloroethylene	1.1	3	2.512	3	-		170
1,1,1 trichloroethane	10.1	4	309	1	-		1910
1,2 dichloroethane	7.6	3	30	1	0.000026		40
Tétrachlorure de C	9.3	3	676.100	5	0.000015		31
DDT	8.10^{-9}	1	955.000	5	0.00010		1
PCB's	$4.3.10^{-5}$	1	1.100.000	6	-		0.5 à 1
TCDD	$5.6.10^{-7}$	1	4.365.000	6	-		-
Benzène	11.4	4	134.900	5	0.000008		0.3
Toluène	2.8	3	537	1	-		-
Xylènes	0.3	2	1.820	3	-		434
Phénol	$6.4.10^{-2}$	1	28.840	4	-		-
Benzo(a)pyrène	$1.2.10^{-11}$	1	1.096.000	6	-		-
Chlorure de nickel	-	1	-	1	-		0.1
Nitrate de mercure	-	1	-	1	-		0.1
Chrome 6+	-	1	-	1	0.012		0.05
Trihydrure d'arsenic	-	1	-	1	-		0.1

* unité : $\text{mm Hg (g/gmole)}^{-0.5}$ ** Chloroethylene = chlorure de vinyle (carcinogène A1)

Vu sous l'angle du risque, certaines valeurs TLV (ou TWA) apparaissent très élevées. Plusieurs sont en cours de réévaluation avec révision à la baisse.

1.2.5 La fréquence et la durée d'exposition

Ces deux éléments permettent de réduire les risques toxicologiques pour les situations extrêmes; dans certains cas, on a prévu des valeurs maximales de concentrations permises sur du court terme, 15 minutes et pas plus de quatre fois par jour, à condition de se trouver à des niveaux de concentrations inférieurs aux valeurs moyennes autorisées pour le temps résiduel (voir les valeurs STEL de la littérature : STEL short term exposure level). A titre d'exemple, la valeur STEL du trichloréthylène est de 537 mg/m³ d'air alors que sa valeur TWA correspondante est de 269 dans les mêmes unités. Chacun connaît évidemment les difficultés rencontrées pour estimer un niveau correct d'exposition sur base d'une intégration "Concentration x Temps", sachant que le premier paramètre peut fluctuer dans de larges proportions selon le processus industriel engagé et sa fréquence d'utilisation. On ne peut guère suggérer la prise en compte d'un quelconque indice d'impact concernant ces facteurs par définition variables et aléatoires; les critères retenus pour la toxicité doivent en refléter l'importance d'une manière ou d'une autre.

1.3. Approche du risque en fonction du type de relation dose-effet ou réponse

L'existence ou non d'un effet seuil au niveau de la relation dose-réponse ou dose-effet oriente la technique d'évaluation du risque surtout pour les expositions combinées, à plusieurs agents chimiques.

Chacune des **substances non carcinogènes** présente un seuil de toxicité reflété par une valeur limite permise d'exposition : la TLV (ou TWA). Cette valeur individuelle ne tient pas compte des voies secondaires de résorption des produits : les voies pulmonaires pour les poussières (à l'exception de quelques poussières de composition homogène et connue comme les fumées de soudure ...) et la voie cutanée. Ces valeurs limites tolérées ne reflètent ainsi qu'imparfaitement les risques réels encourus par la population ouvrière; des comités internationaux de surveillance s'appliquent toutefois à rectifier cette sous évaluation du danger en revoyant à la baisse certaines de ces valeurs TLV. C'est ainsi que plusieurs d'entre elles ont été réduites de 50 à 100% en fonction de données toxicologiques récentes. Cette façon de procéder permet une gestion simplifiée des risques d'exposition à plusieurs agents comme on peut en rencontrer dans les entreprises où les concentrations dans l'air risquent de s'avérer importantes. Il faudra connaître (ou mesurer) cette concentration pour chacun des produits manipulés ou générés par le process industriel et se rapporter aux valeurs limites tolérées pour satisfaire à la relation globale suivante, valable pour autant que les composés exercent une action toxique similaire:

$$\text{Risque toxique globalisé} : \sum C_i / \text{TLV}_i < \text{ou} = 1$$

Cette démarche requiert des contrôles réguliers de l'atmosphère des halls et des ateliers ainsi que la mise à disposition d'indices TLV (ou TWA) officiellement reconnus. L'expérience de terrain montre que la première démarche est loin d'être généralisée en entreprises; ce n'est pourtant plus le coût de réalisation de ces mesures qui peut justifier cette absence régulière de contrôles. Pour ce qui est des valeurs TLV, on ne peut qu'encourager les scientifiques à accroître leurs efforts pour compléter et finaliser ces données en prenant en compte prioritairement quelques uns des critères proposés dans ce chapitre et qui interviennent directement au plan toxicologique : les quantités; la liposolubilité; la demi-vie ... La méthode des scores telle que proposée ci-dessus devrait permettre de dégager ces priorités au même titre qu'elle pourrait limiter voire interdire les expositions à certains agents toxiques. Les effets synergiques et promoteurs potentiels n'ont guère été évalués ou pris en compte au plan de la production.

Lorsqu'il s'agit de **mélanges liquides complexes**, constitués de multiples produits appartenant à une même catégorie de produits chimiques (solvants; hydrocarbures; organochlorés ...), on peut utiliser la composition volumique des divers produits individuels pour l'établissement d'une valeur TLV globalisée. Les hygiénistes américains proposent la relation suivante (validée pour autant que la composition chimique dans l'air soit le juste reflet de celle du matériau d'origine avec ce que cela implique en terme de volatilité et de tension de vapeurs) :

$$\text{TLV du mélange} = \frac{1}{f_a/\text{TLV}_a + f_b/\text{TLV}_b + f_c/\text{TLV}_c + \dots + f_n/\text{TLV}_n}$$

On pourra se rapporter à la concentration moyenne du produit le plus toxique pour vérifier si la relation C/TLV du mélange $<$ ou $= 1$.

Si les **effets** issus d'exposition aux différents produits s'avèrent **indépendants les uns des autres** (exemple : des traces d'acide sulfurique et de plomb dans l'air), la relation précédente est d'application de manière individuelle pour chacun des composés.

Lorsqu'il s'agit de **particules en suspension dans l'air**, on peut imaginer différents types de valeurs-seuils :

* la masse de particules inhalables par l'ensemble du tractus respiratoire en tenant compte de leur diamètre (d) suivant la relation :

$$\text{SI}(d) = 50\% \times (1 + e^{-0.06 d}) \text{ pour des valeurs de } d \text{ comprises entre } 0 \text{ et } 100 \mu\text{m}$$

où $\text{SI}(d)$: représente l'efficacité du piégeage des particules

* la masse de particules récupérées au niveau thoracique (voies aériennes pulmonaires et la région d'échange gazeux) :

$$\text{ST}(d) = \text{SI}(d) [1 - F(x)] \text{ avec } x = \ln(d / \Gamma) / \ln(\Sigma) \text{ où } \Gamma = 11.64 \mu\text{m}$$

$$\Sigma = 1.5$$

$F(x)$ = fonction probabilistique cumulative d'une variable standardisée normale, x

* la masse des particules respirables, retrouvées au seul niveau de la région d'échange gazeux

$$\text{SR}(d) = \text{SI}(d) [1 - F(x)] \text{ où } F(x) \text{ a la même signification que ci-dessus mais}$$

$$\text{avec } \Gamma = 4.25 \mu\text{m et } \Sigma = 1.5$$

Des tables rapportant les valeurs efficaces de collecte des particules ont été proposées; elles sont fondées sur des protocoles expérimentaux très stricts en matière de prélèvements d'échantillons de poussières (débit, modèle de pompe et de cyclone ...).

Pour les **substances de type carcinogène**, l'expression du risque ne tient pas compte d'un effet seuil mais d'une probabilité de cancer supplémentaire traduite en terme relatif : une fonction de type 10^{-6} (un cas de cancer supplémentaire par million de personnes exposées). La présence simultanée de plusieurs composés carcinogènes dans l'atmosphère des ateliers est rarement de

mise dans nos pays industrialisés; au cas où cela arriverait, on utilise jusqu'ici la règle de simple additivité pour l'estimation du risque global :

$$\text{Risque toxique globalisé : } \sum f(10^{-6}) < \text{ ou } = 10^{-5}$$

Il n'y a pas de limitation supérieure retenue dans le cas des expositions professionnelles aux substances carcinogènes; chaque pays est en mesure d'éditer ses propres réglementations. Il semble toutefois que la présence de composés appartenant à la classe A des oncogènes (reconnus comme tels pour l'espèce humaine) suffise à limiter drastiquement les risques d'exposition. Pour ce qui est des autres classes (B1 et B2; carcinogènes probables ou reconnus pour d'autres espèces mammifères), on semble accepter une limite proche de 10^{-5} ; sans que cette mesure n'ait force de loi. Le fait de dépasser cette valeur implique la mise en oeuvre d'un programme de surveillance spécifique et répétitif recourant aux techniques d'investigation les plus performantes, notamment au plan biologique et médical. Les Comités de Sécurité et d'Hygiène ainsi que les responsables industriels se chargent d'évaluer la faisabilité de solutions alternatives et la mise en place de moyens de protection efficaces.

Les conditions d'exposition évoquées ci-dessus ne concernent évidemment pas le personnel féminin (en âge de procréation ou en période de grossesse) qui doit se voir interdire l'accès des locaux. Pour les ouvriers, il est possible que la législation devienne rapidement plus sévère dans la mesure où l'on suggère de faire intervenir les effets potentiels des toxiques sur les cellules de la reproduction comme les spermatozoïdes (quantité et mobilité) dans l'évaluation des TLV et des unités de risques carcinogéniques. Il semble que quelques indicateurs de danger aient viré au rouge sur ce plan, au cours de la dernière décennie; il s'agit là d'un problème essentiel pour la survie de l'homme. Des programmes d'études sont en cours pour en évaluer l'impact réel.

1.4. Contrôle de l'évaluation du risque toxique calculé par les indicateurs d'impact

L'évaluation du risque toxique en entreprise représente une phase essentielle du plan d'étude ACV en raison des concentrations importantes de matériaux et produits potentiellement dangereux retrouvés sur une surface restreinte. Ce chapitre dresse un inventaire des principaux indicateurs d'impact et des paramètres à prendre en compte pour la surveillance des lieux de travail et pour l'évaluation des risques encourus par les travailleurs employés sur le site. L'utilisation, sur le terrain, de tels indicateurs implique qu'un **nombre suffisant de contrôles et de mesures d'ambiance** soit réalisé. En cas d'exposition à risque, les services de Médecine du Travail des entreprises ne manqueront pas de compléter le travail des Hygiénistes industriels en procédant à une **série d'investigations cliniques** et à la **mesure de paramètres biologiques** complémentaires permettant d'évaluer l' "**impact interne**" des toxiques sur le personnel. Cet aspect du problème sera évoqué brièvement dans le prochain paragraphe consacré à la surveillance médicale des travailleurs qui commence à s'ajouter à la liste des indicateurs pris en compte lors d'une analyse ACV.

1.5. Les marqueurs biologiques d'impact - compléments nécessaires à l'objectivation du risque

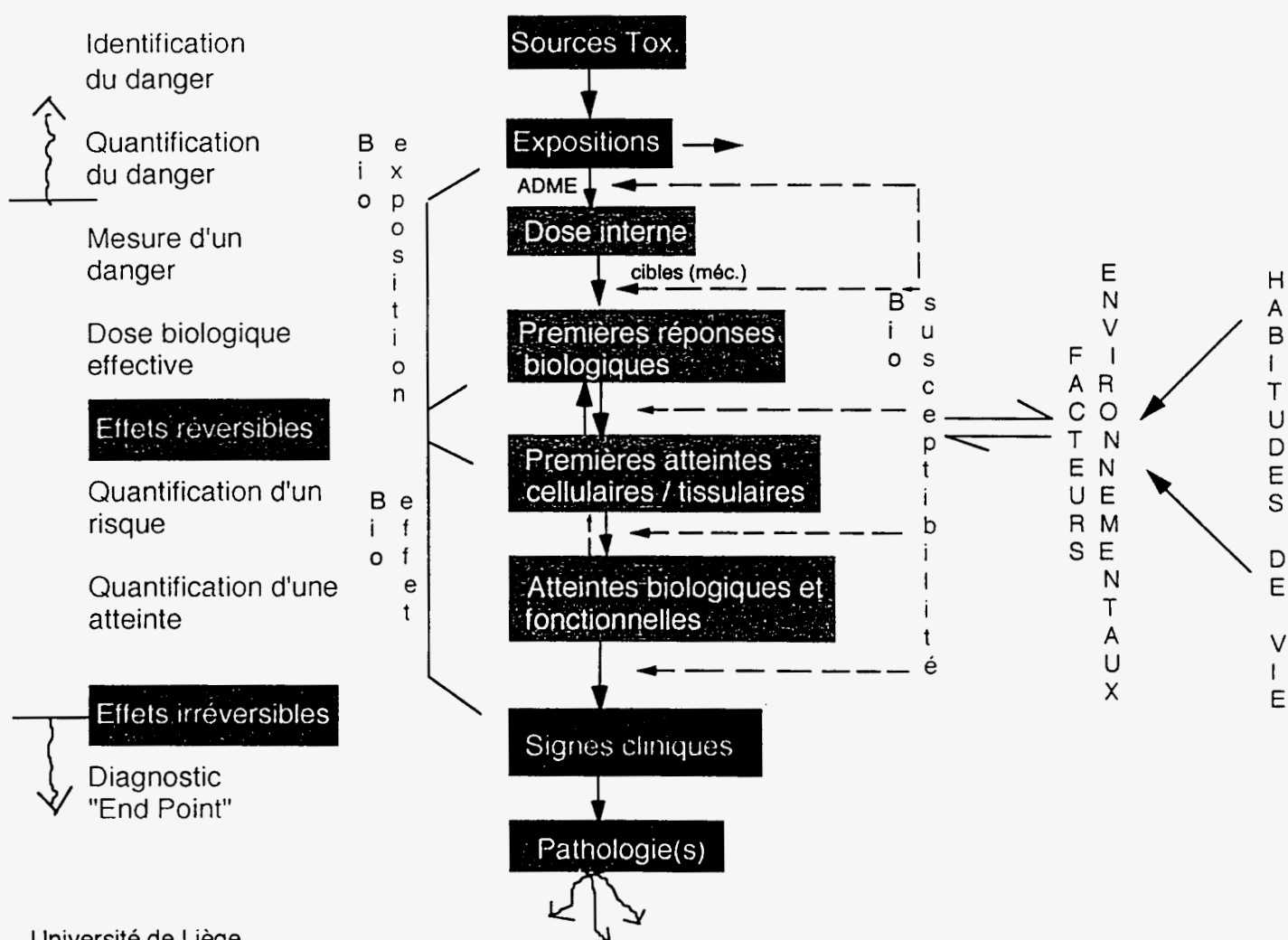
L'action toxique exercée par les substances chimiques sur un travailleur fait intervenir plusieurs étapes :

- l'**absorption** (en tenant compte des diverses voies d'entrée possibles)
- la **distribution** du toxique dans les organes ou sur les cibles biologiques

la **biotransformation** des toxiques (du moins pour les substances organiques)
l'**excrétion** (élimination, mise en réserve ...)

Chacune de ces phases intervient directement au plan toxicologique mais l'**absorption** est la seule sur laquelle le travailleur (ou les responsables) puisse agir de plein gré ne serait ce que par la mise en oeuvre de moyens de protections individuels. L'évaluation des différents paramètres chimiques, physiques et biologiques qui pèsent sur chacune de ces étapes sort du cadre de ce travail d'étude de la contribution de la toxicité sur l'analyse du cycle de vie. Il faut cependant savoir que de nombreux paramètres biologiques, appelés **biomarqueurs**, ont été développés pour traduire, en terme d'impact, la **dose interne d'exposition** aux agents toxiques (celle qui reflète fidèlement le risque) et les effets résultants (voir la figure 8 pour une représentation schématique d'un processus d'intoxication et les divers niveaux d'intervention des biomarqueurs).

Les différents types de biomarqueurs



Quelques dizaines de **marqueurs d'exposition** sont aujourd'hui reconnus comme tels par l'Association des Hygiénistes Industriels Américains (appelés BEI : Biological Exposure Indices) mais aussi par divers comités nationaux de Médecine du Travail (et à ce titre remboursés au plan des prestations médicales); c'est le cas de la mesure des taux de plomb dans le sang ou l'urine; celle de l'acide muconique après exposition au benzène ou de l'acide trichloroacétique dans l'urine après exposition au trichloroéthylène. Ces marqueurs biologiques d'exposition sont souvent associés à des mesures réalisées dans l'air expiré par les travailleurs, en particulier celui des alvéoles pulmonaires. Ces marqueurs d'exposition peuvent être complétés par des biomarqueurs de **susceptibilité individuelle** (certains sont liés aux activités enzymatiques des différentes formes à Cytochrome P-450, responsables de la métabolisation des xénobiotiques; d'autres indices sont en relation avec les capacités réparatrices des cellules dont dépend la mise en route de divers processus d'intoxications) qui permettront de prédire, une fois les questions éthiques résolues, le risque individuel pour un travailleur exposé. Cette approche préventive qui vise à anticiper les risques toxicologiques, progresse à grands pas. Les **biomarqueurs d'effet** complètent l'arsenal des moyens techniques permettant une meilleure objectivation d'une atteinte physiologique consécutive à une phase d'exposition à un agent toxique. De nombreux tests (en particulier ceux en rapport avec la neurotoxicité) ont été proposés et validés pour quantifier un effet biologique ou de comportement. Ils font partie intégrante des moyens d'investigations médicales au même titre que les techniques instrumentales (rayons X, résonance magnétique nucléaire...) ou encore les tests de contrôles de fonctions organiques spécifiques (tests hépatiques ou rénaux en biologie clinique; contrôles d'acuité visuelle ou auditive; facultés d'apprentissage ou d'attention ...).

Comme on le constate, tous ces indicateurs biologiques d'impact peuvent et doivent compléter l'ensemble des indicateurs traditionnels proposés dans les paragraphes précédents. L'intérêt de ces biomarqueurs n'est guère contesté même si des points d'interrogation subsistent, justifiant encore une certaine prudence dans la généralisation de leur emploi. La validation des techniques de mesures, la signification et la spécificité de certains tests, les problèmes cinétiques et de variabilité devront encore être finalisés sans que la fiabilité de ces marqueurs, nouveaux outils d'épidémiologie moléculaire, ne soit pour autant remise en question.

2. Impact sur la population et l'écosystème vivant à proximité d'installations industrielles

Les **rejets atmosphériques** sous forme d'émissions gazeuses et de poussières ainsi que les **effluents liquides** rejetés à l'égout ou dans le réseau hydrologique peuvent constituer une menace réelle pour le proche environnement des installations industrielles, en raison du peu d'influence de la dilution des agents toxiques. D'autres éléments comme les odeurs, le bruit, les vibrations, les champs électriques ... contribuent également aux nuisances relevées par les populations riveraines mais ils ne font guère l'objet d'une estimation analytique précise. Le problème des déchets solides sera évoqué plus avant dans ce rapport (voir le chapitre spécifique consacré à la phase de décomposition en relation avec les ACV).

Il n'existe, à notre connaissance, aucune indication officielle délimitant la zone géographique généralement prise en compte lorsqu'on parle de voisinage d'installations industrielles; les paramètres topo- et démographiques ainsi que les caractéristiques physico-chimiques des rejets polluants (exprimées en terme d'équations espace-temps) exercent une influence déterminante à ce sujet. Pour les gaz et les poussières, on considère, en première approximation, la superficie décrite par la couronne circulaire entourant les installations et doublant le rayon initial; ce concept n'est valable qu'en l'absence de tout autre complexe industriel localisé dans cette zone

de dégagement. Pour ce qui est des effluents liquides rejetés à l'exutoire, on considère l'écoulement sur une distance moyenne de 500 mètres comme un environnement à risque où les capacités auto-épuratrices des eaux pourraient être affectées par la forte concentration des rejets; des écarts à cette règle sont toutefois envisagés pour les situations à faibles débits (rivières dont le cours est mal régulé) ou pour les cas où un autre collecteur déverserait ses effluents dans l'intervalle de 500 mètres.

2.1. Impacts des gaz et poussières atmosphériques à proximité des installations industrielles

Seule la **toxicité chronique** associée au mode de fonctionnement habituel des installations sera évoquée ici; les risques de pollutions résultant de catastrophes ou d'accidents (explosions, incendies et leurs conséquences directes et indirectes) sont plus difficiles à cerner et concernent davantage les aspects sécurité. Le principe économique d'internalisation gère le cas des pollutions chroniques locales; le principe pollueur-payeur s'appuie sur cette règle. C'est le responsable de la pollution industrielle qui paie le coût des dommages créés à l'environnement si les mesures nécessaires pour limiter l'impact des émissions restent peu efficaces. Des redevances sur la qualité de l'air sont prévues en cas de dépassement des concentrations autorisées par le permis d'exploiter. Ces concentrations concernent la plupart du temps des produits gazeux courants, mesurés en continu (CO , CO_2 , HCl , HF , CH_4 , NO_x ...) ainsi que divers éléments inorganiques (Pb , Cd , Hg , Sb , Be , Ag , ...) émis au niveau des fines de dépoussiérage car non retenues par les électrofiltres (lorsque ceux-ci fonctionnent !!) et les composés organiques non détruits ou thermostables (le benzène) ou encore régénérés (les dioxines). En dépit du faible niveau de l'échelle espace-temps, les concentrations limites autorisées peuvent découler de considérations tant toxicologiques qu'écotoxicologiques : les rejets en CO_2 concerneront quasi uniquement l'effet de serre et ses conséquences planétaires; les émissions de benzène s'évalueront prioritairement en terme de toxicité chronique pour l'homme; celles des dioxines se rapporteront aux personnes et aux êtres vivants de l'écosystème susceptibles, par le jeu des chaînes trophiques et alimentaires, d'atteindre l'homme par l'entremise de sa nourriture quotidienne.

L'identification (en terme de sensibilité respective) et l'évaluation des **indicateurs d'impact applicables aux produits toxiques inhalés** par la population riveraine reposent essentiellement sur l'analyse des données générées par un **modèle mathématique de dispersion des polluants atmosphériques**. Les **concentrations à l'immission** (ou le coefficient moyen de dilution à appliquer aux valeurs d'émission) pourront être calculées sur base des équations de dispersion d'un modèle gaussien, en tenant compte du poids respectif des principaux paramètres météorologiques et démographiques locaux. Le logiciel **WIN-ISC2**, développé sous l'égide de l'EPA par The Hampshire Research Institute Inc. aux USA, est en mesure d'évaluer les concentrations à l'immission de polluants atmosphériques émis par une ou plusieurs sources, constituées par des cheminées ou des sites traduits en terme de volumes ou de surfaces. La prise en charge des données topographiques (constructions, élévations de terrain, sites urbains ou ruraux ...) est assurée par l'introduction manuelle des valeurs correspondantes. Les effets de la dispersion, associés aux paramètres météorologiques locaux (température de l'air, force et direction des vents dominants, turbulences en fonction de l'altitude ...), sont évalués au moyen de données collectées au niveau des aéroports les plus proches du lieu étudié; ces relevés sont directement accessibles par simple localisation géographique des sources polluantes. Les modèles mathématiques utilisés ne tiennent toutefois pas compte du temps de séjour des substances ni de leur transformation chimique possible (ces deux éléments ont peu d'effet ici, sur le court terme).

D'autres indicateurs comme le **volume critique** (et leur agrégation) compléteront l'évaluation du risque toxique pour les habitants résidant dans le voisinage immédiat des entreprises.

Les indicateurs d'impact pour **les émissions gazeuses traditionnelles** concernent en priorité leur contribution à l'effet de serre, à la formation d'ozone troposphérique, à la destruction de l'ozone stratosphérique et à l'acidification de l'air. En raison de leur durée de vie atmosphérique, les gaz à **effet de serre** peuvent exercer, pendant de longues années, un impact sur le climat local et planétaire. Cette rémanence de l'impact climatique produit par des émissions locales se manifeste par le **potentiel de réchauffement des gaz** (GWP : Global Warming Potential). Bien que parfois controversé, ce paramètre est défini comme étant l'intégration, sur un temps donné (en général 100 ans), des échanges d'énergie (augmentation ou diminution) produits par rayonnement à la suite de l'émission d'une quantité unitaire de gaz (un kilogramme) dans l'atmosphère. Les valeurs calculées pour les différents gaz sont exprimées en terme relatif, par rapport à un équivalent CO₂; ce composé servant de référence au niveau de l'effet de serre. La valeur GWP du méthane est de 21; celle du N₂O 290; le tétrachlorure de carbone intervient à hauteur de 1300 et les molécules de la famille des chlorofluorocarbones (fréons) présentent des valeurs encore bien supérieures. L'utilisation du paramètre GWP soulève encore de nombreuses remarques en raison des incertitudes suscitées par les techniques d'évaluation de ces grandeurs, la non linéarité des effets dans l'espace-temps et la connaissance limitée des durées de vie des éléments gazeux dans l'atmosphère. La contribution des oxydes d'azote à la **formation d'ozone troposphérique** est bien connue. La **destruction de l'ozone stratosphérique** est mesurée par un indicateur spécifique : ODP : Ozone depletion Potential, calculé sur base de l'effet induit par l'émission d'un kilogramme de substance avec référence au fréon CFC 11 pris égal à l'unité. L'halon 1301 présente une valeur ODP de 10 pour 1.1 au tétrachlorure de carbone. Ces valeurs restent toutefois théoriques pour de nombreux agents polluants intervenant en mélange dans les mécanismes de dégradation de la couche d'ozone (effets antagonistes possibles). Le **potentiel acide équivalent** (PAE) permet d'évaluer la contribution d'une substance gazeuse à l'acidification de l'air (sur base du nombre de moles d'ions H⁺ libérés par mole de substance) et ses effets indirects au plan écotoxique. Pour ce type de substances (SO₂ en particulier), l'étude de la prolifération ou de la disparition de certaines espèces végétales (cryptogames comme les lichens, phanérogames comme le plantain) peut s'avérer utile dans l'optique de cerner les niveaux de pollution (dispersion de la gentiane, en montagne, sous l'effet des dérivés fluorés). Des tests de phyto-toxicité comme la norme AFNOR X31-201 fixant les seuils de composés susceptibles de limiter la croissance végétale (germination des semences) dans plusieurs types de sols complètent l'arsenal des moyens techniques permettant d'évaluer l'impact d'une pollution par un mélange gazeux.

2.2 Impacts des effluents liquides au voisinage des installations industrielles

Ce paragraphe couvre prioritairement les **impacts environnementaux observés à la suite du déversement d'effluents et d'eaux résiduaires (industrielles et agricoles) vers l'exutoire**. L'analyse des effets induits par un déchet liquide, issu d'un traitement appliqué en vue d'une destruction du matériau ou de réduction du risque toxique, sera évoquée dans un chapitre spécifique consacré à la décomposition des matières et à leur élimination.

L'**eutrophisation** des eaux, liée à la présence d'une concentration excessive de produits azotés et phosphorés, s'accompagne d'une consommation importante de l'oxygène dissous. La prolifération des matières organiques, servant d'apport nutritif direct ou indirect pour certains

organismes, contribue à l'accroissement de divers espèces. ANNEMA et BAUMANN évaluent ce type d'impact par la **demande chimique en oxygène** (DCO) de l'effluent, tablant sur un rapport massique azote/phosphore de 7 pour les organismes vivants. La demande chimique en oxygène représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les substances oxydables contenues dans l'effluent. Tout apport de polluant organique dans l'eau sera consommé par les microorganismes. La capacité auto-épuratrice des eaux, traduite en terme de renouvellement naturel de l'oxygène dissous (par photosynthèse ou aération) et par leur aptitude à digérer une fraction de la pollution en mobilisant une partie de cet oxygène, influence le moment et donc la zone où le déficit maximal peut se manifester (voir le tracé de la figure 9 indiquant le profil théorique d'une rivière en aval d'une pollution; GUERIN et THOMAZEAU)

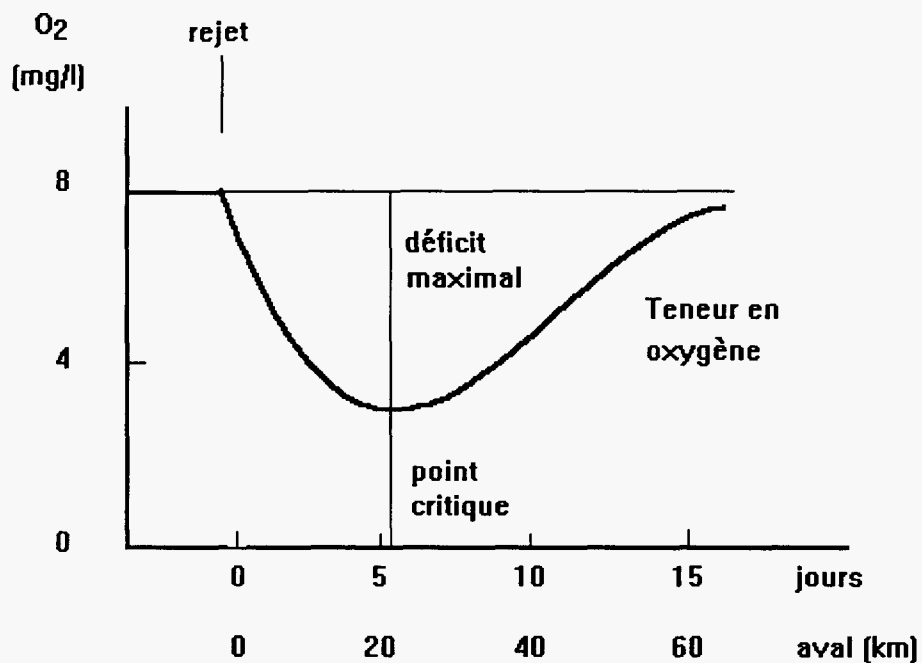


Figure 9

La position du minimum dépend dans une large mesure de la température et du débit du cours d'eau ainsi que d'indices spécifiques comme le flux des substances rejetées et leur composition. Le seuil au-delà duquel peut se manifester un phénomène de surcharge intervient, bouleversant l'équilibre de l'écosystème. Un effet de synergie, lié à des mécanismes comme l'eutrophisation ou la pollution thermique, peut aussi déplacer ce minimum vers la source polluante. Ceci démontre à suffisance l'imprécision de tels facteurs d'impact dans l'approche d'une situation en site propre.

Bien que précise et rapide en terme de mesure, la DCO s'accompagnera souvent de la recherche d'autres **indicateurs biologiques d'impact pouvant servir de "sentinelles"**. Ces espèces présentent une hyper-réactivité toxique vis-à-vis de certains contaminants pour lesquels l'ensemble de la communauté reste insensible. On catégorise ces espèces en terme de bio-indicateurs négatifs de pollution : leur abondance va décroître lors d'un accroissement des niveaux de pollution. A l'opposé, on peut identifier des espèces sentinelles pollu-tolérantes, considérées comme des bio-indicateurs positifs : leur abondance augmente avec la concentration

du toxique. Le suivi des deux types d'indicateurs s'avère des plus utile dans l'évaluation des biocoenoses.

Le contrôle de la **pollution chimique des eaux de surfaces** (rivières, fleuves, lacs, mers et océans) nécessite une approche systématique des problèmes si l'on veut éviter les grands épisodes de pollution aiguë ou chronique ayant entraîné de sérieuses conséquences sur la santé des populations exposées (Minamata) et sur les milieux naturels. Un dossier de notification est exigé par voie législative pour tout produit fabriqué en tonnages supérieurs à une tonne/an. L'impact environnemental potentiel doit pouvoir s'évaluer sur base des caractéristiques relatives aux risques écotoxiques de la substance. Outre les propriétés physico-chimiques déjà évoquées plus haut, on devra tenir compte de la toxicité manifestée, en mode aigu et chronique, vis-à-vis des mammifères de laboratoires (rongeurs, chien ...). La **dégradation biotique et abiotique; la toxicité aiguë (LC₅₀)** pour une espèce d'invertébré aquatique (*Daphnia Magna* ou rotifères) et/ou de poisson (poisson zèbre: *Brachydanio Rerio*, Hamilton, Buchanan) constituent les indicateurs d'impact les plus courants. Selon les cas, le dossier sera complété par des tests ID₅₀, des tests sur Daphnies à 21 jours, sur poissons à 14 jours ainsi que par des essais menés sur la population, la croissance ou le développement d'espèces terrestres (ver de terre, phanérogames..) ou aquatiques (algues, bactéries : test Microtox).

La biodégradation prolongée des effluents et la bioaccumulation mesurée sur un poisson peuvent accompagner les études proposées ci-dessus. Il existe de nombreux modèles permettant d'évaluer *in situ* l'effet d'une pollution sur un site ou un écosystème (F.Ramade Précis d'écotoxicologie pp 227 à 251). L'esprit de la réglementation consiste à déterminer le risque acceptable pour l'environnement en comparant les concentrations après dilution du produit (ou de l'effluent) dans le milieu récepteur avec la valeur de LC₅₀ enregistrée pour l'espèce aquatique la plus sensible; la prise en charge d'un facteur de sécurité de 100 est souvent de mise. La sensibilité (ou la résistance) du modèle biologique testé représente un problème majeur, conférant à ce choix un caractère arbitraire difficilement quantifiable. Divers **autres tests de toxicité** compléteront le dossier de notification. La mise en évidence d'**activités mutagène, carcinogène ou tératogène** s'avère cruciale à plus d'un titre; c'est le cas des mutations géniques révélées par le test de Ames ou celui des mutations ponctuelles réalisés sur cultures cellulaires et des mutations chromosomiques (micro-noyaux, dominant léthal ...). Il existe un classement spécifique des agents oncogènes pour l'homme et l'animal. Certains tests génotoxiques complémentaires réalisés sur des végétaux peuvent aussi servir d'indicateurs précoces d'un effet toxique majeur. Le test aux micro-noyaux chez *Tradescantia* a déjà fait l'objet de nombreuses applications dans le biomonitorage du risque. Agréé par la Commission Internationale de Sécurité Chimique, disponible en Europe, il permet de repérer sur le terrain les zones à génotoxicité végétale élevée.

Le **pouvoir de bioaccumulation** par certains organismes et de **bioconcentration** par le réseau trophique constituent un domaine de préoccupation majeur en écotoxicologie. La mise au point de "chaînes alimentaires expérimentales" au niveau du laboratoire s'avère très délicate, lourde et coûteuse. Les meilleurs indicateurs d'impact restent les critères physico-chimiques comme le **coefficient de partage octanol/eau** (log K_{ow}). Il existe une corrélation évidente entre la liposolubilité (ou l'hydrophobicité) d'un composé chimique et ses aptitudes à la bioconcentration et à sa bioamplification dans les écosystèmes. Les produits peu biodégradables, dotés d'une grande stabilité moléculaire vis-à-vis d'agents physico-chimiques et biologiques (métabolisation) peuvent donner lieu à d'importants phénomènes de bioamplification dans les biocoenoses qu'ils contaminent. La figure suivante (figure 10) montre la relation existant entre le facteur de bioconcentration et la solubilité dans l'eau. Pour tenir compte de la composition chimique

moyenne des êtres vivants (constitués pour la plupart d'un mélange complexe de protéines, glucides, lipides et autres composés organiques), le test du coefficient de partage octanol/eau de NEELEY a remplacé celui mettant en jeu la seule hydrosolubilité. Une relation univoque existe entre la valeur de ce coefficient, établi pour une substance, et la capacité d'absorption et de bioaccumulation de ce produit dans un organisme vivant.

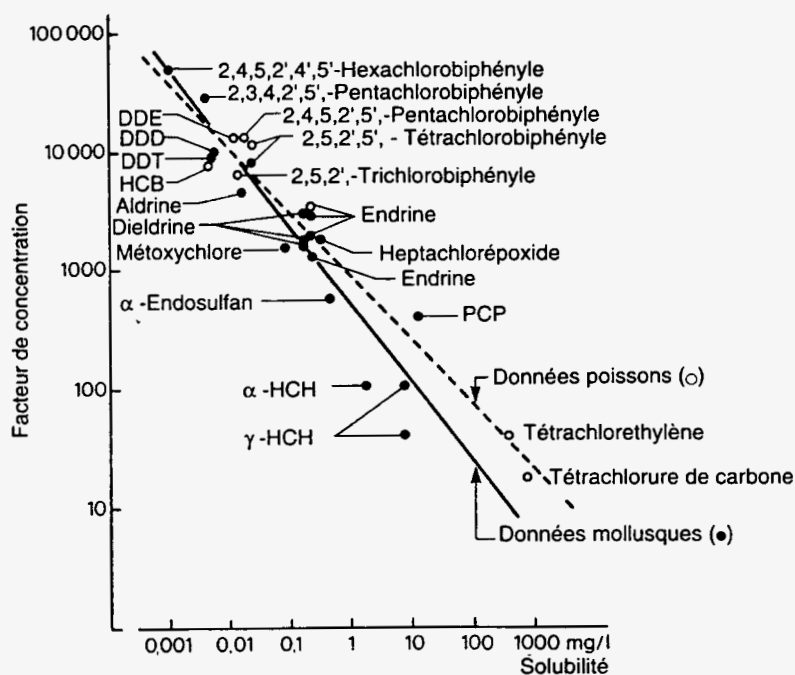


Figure 10

On a pu démontrer l'existence de régressions linéaires significatives (figure 11 tirée de VEITH et al. 1979) entre le logarithme du facteur de concentration des polluants dans diverses espèces (défini par le rapport de la concentration du toxique dans un organisme avec sa concentration dans le biotope) de poissons d'eau douce et le logarithme du coefficient K_{OW} de ces produits.

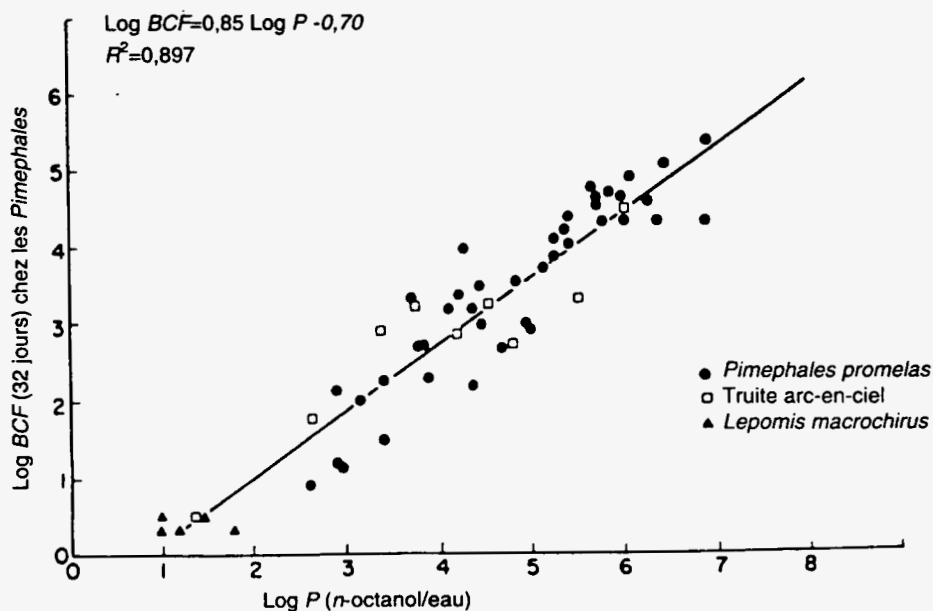


Figure 11

Dans les habitats terrestres, il existe une corrélation similaire entre les facteurs de concentration et les coefficients d'adsorption des pesticides par les sols.

La **modélisation de la dispersion de l'effluent dans le proche environnement** complète l'arsenal des moyens techniques permettant d'évaluer l'impact potentiel d'une substance chimique rejetée. Plusieurs modèles ont été proposés comme celui de Mc Kay. Basé sur le **concept de fugacité** reflétant la tendance d'un polluant à s'échapper du compartiment dans lequel il a été introduit, le modèle fait appel à d'autres indices physico-chimiques comme la constante de Henry

$$f = C/Z \quad \text{avec} \quad f = \text{fugacité} \quad C = \text{concentration} \quad Z = \text{capacité de fugacité}$$

A l'équilibre :

$$f_{\text{équil}} = M_t / \sum Z_i V_i \quad \text{où } M_t = \text{masse totale de substance déchargée dans l'environnement}$$

Z_i = constante de fugacité du composé dans chaque compartiment

V_i = volume de chaque compartiment

Ces modèles statiques ne tiennent pas compte du caractère dynamique de l'atmosphère, des milieux aquatiques et dans une moindre mesure des sols, pas plus qu'ils ne considèrent les mécanismes de résistance au transfert de composés d'un compartiment à l'autre.

Les relations quantitatives structure-activité (QSAR) peuvent aussi servir à l'évaluation des effets induits par une catégorie de polluants sur les espèces cibles. Elles ne peuvent toutefois s'appliquer qu'à des séries homologues de composés et souffrent de limitations majeures (l'expérimentation *in vitro*, avec exposition en continu, sert de fondement à l'origine de la plupart des données expérimentales, très éloignées des conditions de terrain). Les **effets indirects des polluants** (action sur la prédation, compétition inter-espèces, productivité, altération de processus écologiques fondamentaux ...) peuvent aussi amplifier, dans de larges proportions, les actions réelles attendues par les contaminants et rendre caduques les conclusions tirées des différents modèles utilisés dans l'évaluation des impacts. De grossières erreurs ont été commises lors de l'évaluation des effets sur le peuplement de diverses espèces (notamment les téléostéens) à la suite du problème de l'acidification des eaux par les précipitations acides. Le modèle initialement testé n'incorporait pas la présence des sédiments; il a fallu conduire de nouvelles études sur site pour découvrir le mécanisme responsable de l'intoxication et comprendre le rôle essentiel joué par la mise en solution d'aluminium soluble, toxique pour la plupart des organismes vivants. Le lessivage des sols du bassin sous l'action des eaux acides libère des quantités toxiques de sels solubles d'aluminium qui tuent les poissons, à des valeurs de pH plus élevées qu'en l'absence de sédiments où il faut atteindre des concentrations élevées en ions H^+ pour inhiber l'équilibre ionique et la fonction respiratoire de ces espèces.

Le **potentiel écotoxique d'un effluent liquide** peut s'évaluer à partir des **potentiels écotoxiques individuels des substances** entrant dans la composition du rejet. Le potentiel écotoxique d'un composé est fonction de la **dose** et de l'**effet** produit sur la faune et la flore de l'écosystème. Le facteur **temps** constitue un paramètre indirect de la dose (par la contamination progressive du

milieu) et de l'effet (par le délai d'apparition et la durée des manifestations biologiques). L'impact toxique sera appréhendé par un indice appelé **potentiel écotoxique**, fonction de l'exposition (le flux de la substance toxique dans le milieu naturel) et de l'effet (l'intoxication liée à l'exposition et à sa vitesse d'apparition). L'**exposition** dépend prioritairement des doses rejetées et des propriétés physico-chimiques des produits, en particulier les indices favorisant la bioaccumulation. L'**effet** sera évalué à partir des paramètres biologiques fixant l'importance de la toxicité (effets génotoxiques, carcinogénicité ...).

Le potentiel écotoxique s'évaluera le plus souvent **en pondérant les scores** relatifs à l'exposition et aux effets induits sur le milieu naturel. En attribuant à chaque paramètre un score précisant les potentialités du produit, il est possible de tenir compte de l'importance respective de chacun d'eux. La méthode JOUANY-VAILLANT a pour originalité de faire intervenir les interactions entre indices ce qui évite le recours à la notion simplificatrice et difficilement justifiable de l'additivité des toxicités. Cette technique requiert une connaissance détaillée des méthodes d'évaluation des paramètres ainsi que la mise à disposition de toutes les valeurs expérimentales, ce qui n'est guère le cas en pratique.

La méthode EPS (Environmental priority setting) permet de normaliser les scores obtenus pour les différents paramètres en un seul indice exprimé en pourcentage. Des tableaux reprennent l'ensemble des scores proposés pour diverses valeurs de paramètres d'exposition (quantités rejetées, dégradabilité et persistance) et d'effet (mutagénicité, carcinogénicité, toxicité et écotoxicité aiguës, toxicité chronique, croissance, accumulation ...) (voir P. Rousseaux : Evaluation comparative de l'impact environnemental global du cycle de vie des produits; thèse d'Etat 1993 pp 120 et 122). La plupart de ces paramètres ou les critères permettant d'en fixer indirectement la valeur se trouvent dans les fiches toxicologiques mises à disposition dans diverses banques de données (INERIS, INRS, ISIS, CCINFO ...). En additionnant les scores établis pour les différents paramètres, on obtient, pour chacune des composantes du potentiel écotoxique, le pourcentage que représente cette somme de scores par rapport à la différence du total des scores maxima et minima possibles. **Deux indicateurs d'impact; un pour l'exposition à la substance en milieu naturel, l'autre pour l'effet** résultant, sont évalués à titre individuel par une valeur comprise entre 0 et 1. Le tableau suivant reprend le cas de l'évaluation du potentiel écotoxique calculé pour un rejet de Hg_2Cl_2 dans les milieux naturels (eau et atmosphère) :

Paramètre de l' exposition	Evaluation du paramètre	Score obtenu
Quantités rejetées	< Q/4	1
Dégradation	nulle	0
Persistance	facteur d'accumulation:1000	2
Paramètre de l' effet	Evaluation du paramètre	Score obtenu
Mutagenèse/cancéro	négatif	0
Tératogenèse/fertilité	négatif	0
Toxicité aiguë		
DL ₅₀ rat, p.o.	37 mg/kg	2
CL ₅₀ poisson	0.22 mg/l	3
CL ₅₀ daphnie	0.023 mg/l	3
Toxicité chronique	néphrite, SNC, hémorragie	2
Croissance végétale	5 ppm	1.5
CI algues	0.1 µg/l	2

Sensibilisation	négatif	0
Irritation	moyenne	0.5

Evaluation du potentiel écotoxique du rejet de Hg_2Cl_2 :

Total des scores obtenus pour l'**Exposition** : 3
 Total des scores minima (selon les tables) : - 1
 Total des scores maxima (selon les tables) : 6
 Différence des totaux pour les scores maxima et minima : 7
 Note globale de l'**exposition** : $3 / 7 = 0.43$

Total des scores obtenus pour l'**Effet** : 14
 Total des scores minima (selon les tables) : 0
 Total des scores maxima (selon les tables) : 27
 Différence des totaux pour les scores maxima et minima : 27
 Note de l'**effet** : $14 / 27 = 0.52$

Le potentiel écotoxique d'une substance est défini par les coordonnées d'exposition et d'effet. On ne peut les grouper en un seul indice car cela équivaldrait à assimiler l'impact d'une substance faiblement toxique, rejetée en grandes quantités, à celui d'un composé plus toxique déversé en faibles quantités. Diverses solutions ont été proposées pour évaluer un potentiel écotoxique globalisé; dans le cas du chlorure mercurique évoqué ci-dessus, la relation suivante a été avancée

$$P_{\text{écotox}} = 0.43^\alpha \cdot 0.52^\beta \text{ avec } \alpha \text{ et } \beta : \text{ fractions d'unité dont la somme vaut } 1$$

Selon l'importance respective de l'exposition et de l'effet, on peut proposer des valeurs arbitraires de α et β mais cette façon de procéder est jugée de manière très critique en raison de l'absence de critères tangibles.

La première approche méthodologique visant à évaluer le **potentiel écotoxique de l'effluent** est de sommer les potentiels écotoxiques respectifs des différentes composantes du mélange. Cette approche permettant de compenser le potentiel écotoxique élevé d'un produit par un potentiel plus faible d'un autre ne résiste guère à la critique. Les interactions éventuelles (effets synergiques, antagonistes, promoteurs ...) entre constituants, de même que leur contribution respective, ne sont pas prises en compte au plan de l'impact (il faut dire que les données font cruellement défaut en la matière). Pour minimiser ce phénomène de compensation, on peut caractériser le potentiel écotoxique d'un effluent au départ des quatre paramètres suivants :

P_{max} : le potentiel écotoxique le plus élevé parmi ceux des différents éléments de l'effluent

$P_{\text{médian}}$: la valeur médiane des potentiels écotoxiques des substances de l'effluent

P_{moyen} : la moyenne arithmétique des potentiels écotoxiques

N : le nombre de substances chimiques entrant dans la composition de l'effluent

Chacun de ces paramètres ne peut être pondéré que de manière intuitive, non officiellement reconnue et peu affectée par le caractère (éco)toxicologique respectif des produits ni par les cibles biologiques concernées. p_{max} est parfois pondéré d'un coefficient 0.5; $p_{\text{médian}}$ par 0.3;

p_{moyen} et N par 0.1 sans que ceci ne constitue toutefois une règle générale. L'objectivité exige que l'on souligne le caractère diversifié et subjectif des valeurs utilisées pour ces coefficients de pondération. La cohérence des données et la méthode d'agrégation influencent aussi les résultats et leur interprétation. Comment quantifier l'importance respective des différents problèmes et leurs effets ? Comment gérer la difficile question des interactions complexes ?

La figure 12 ci-après, tirée de l'ouvrage de RAMADE (Précis d'écotoxicologie; pp 144) reprend quelques unes des interactions possibles entre les polluants atmosphériques et révèle l'extrême complexité (mais aussi le côté aléatoire) des approches conceptuelles proposées aujourd'hui.

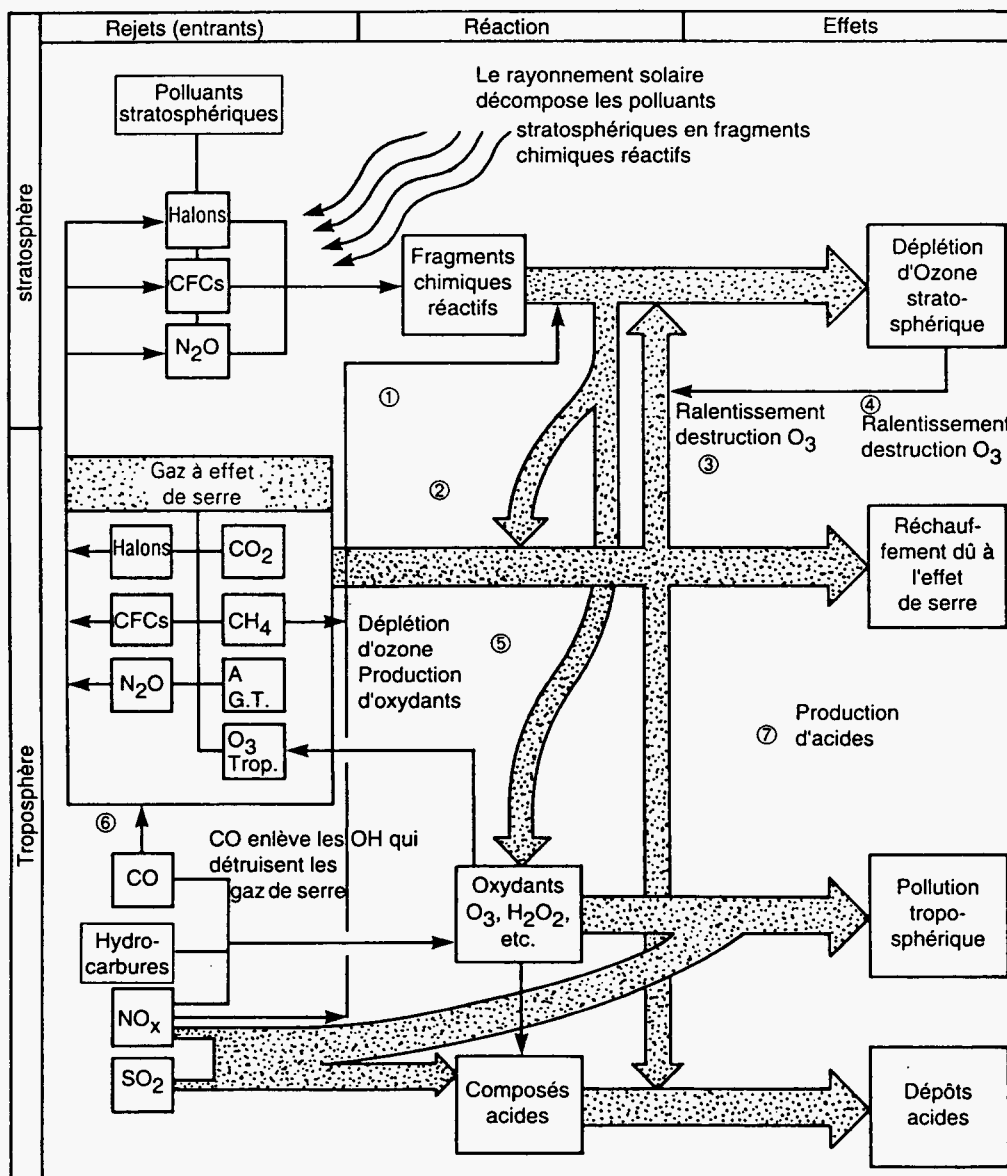


Figure 12

Il en va de même pour l'analyse des schémas de circulation d'un polluant au sein de l'hydrosphère (voir la figure 13 suivante tirée du même ouvrage pp 161).

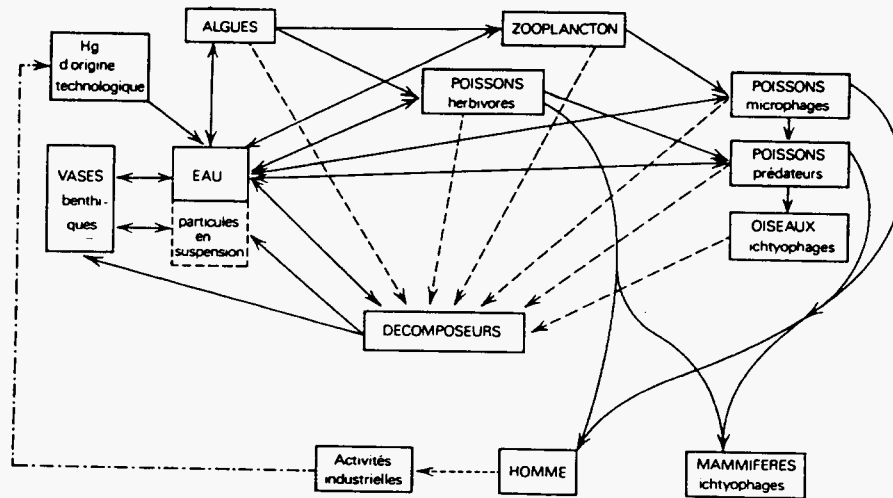


Figure 13

E. CONSOMMATION , ACV ET TOXICITE

1. Introduction

L'impact ACV sur la phase de consommation et d'utilisation des matériaux et produits mis sur le marché s'avère très difficile à évaluer en raison d'un ensemble de facteurs peu contrôlables ou peu maîtrisés comme :

- les quantités utilisées sur le terrain
- l'évaluation des effets biologiques à long terme sur l'homme et l'écosystème
- le contrôle des conditions d'emploi et les applications retenues
- les moyens d'éliminations (rejets, conditions techniques ...)
- les expositions (durée, fréquence, niveau...)
- ...

Le consommateur n'est pas un modèle biologique simple; les données liées au travailleur, exposé à une série d'agents toxiques, surveillé médicalement et dans la force de l'âge, ne sont plus ici d'application. Le consommateur est apparenté à la population générale avec ce qu'elle représente comme diversité au plan socio-culturel, de la santé, des habitudes et conditions de vie ... L'analyse des impacts potentiels des produits chimiques dépendra aussi des conditions d'exposition, liées probablement aux situations vécues. Ce chapitre se limitera à évoquer quelques situations typées en rapport avec les conséquences (éco)toxiques que l'emploi des matières chimiques par la population peut générer. Il précisera aussi quelques éléments d'appréciation qui semblent jouer un rôle primordial à ce niveau.

2. Consommateurs et intoxication à long terme

Le développement des civilisations modernes s'est traduit (surtout au cours des cinquante dernières années) par une augmentation sensible du bien-être de la population, un accroissement de l'espérance de vie des individus mais aussi par un cortège de nuisances qui remettent aujourd'hui en question la continuité ou la poursuite acharnée du processus naturel et intangible de recherche de "progrès". L'homme vit au contact d'un nombre sans cesse croissant de composés chimiques. Si dans le passé, les produits inorganiques se sont avérés prioritaires, le citoyen se voit de plus en plus exposé aux substances organiques, majoritairement liposolubles et actives au plan des mécanismes biochimiques. Si l'on excepte les accidents, l'homme est principalement exposé par les voies respiratoire et dermique à l'occasion de la pratique de certaines activités domestiques (hobbys - Do it yourself) et sportives. Les conséquences les plus sévères semblent toutefois liées aux problèmes alimentaires issus d'une production affectée par les effets écotoxiques provenant des polluants rejetés dans les diverses composantes environnementales.

Ces domaines font l'objet d'études épidémiologiques et d'analyses statistiques exhaustives pour établir les causes et comprendre les mécanismes d'intoxication induits par de faibles concentrations en toxiques. L'évaluation de l'impact sur la santé des personnes, au travers des maladies dites de civilisation, des affections chroniques et du développement de certaines pathologies plus lourdes, également associées au vieillissement des populations, constitue une démarche très difficile. On appréciait les bénéfices tirés de l'usage de certains produits; on commence à évaluer le poids de leur utilisation en terme de risques, à moyen et long terme. Les dérivés nitrés des engrais, les pesticides, les solvants et même certains métaux (le cadmium et le mercure en particulier) présentent des menaces directes et indirectes sur la qualité de vie des

personnes. L'explosion démographique et de la consommation sont à la base des énormes quantités de produits rejetés dans un environnement qui n'arrive plus à se réguler ou à s'auto-épurer suffisamment en raison de la neutralisation de ses capacités. La diminution des surfaces forestières et boisées (en particulier péri-urbaines), le réchauffement de l'atmosphère contribuent largement à cet effet destructeur mais il existe bien d'autres causes comme le renouvellement fréquent des biens de consommation, usagés ou passés de mode. La complexité des phénomènes mis en jeu, les nombreuses interactions possibles (la plupart non élucidées) compliquent le choix et l'évaluation des critères d'impact permettant de mesurer ou de prédire la nature et l'intensité des effets toxiques à long terme.

On se limitera, faute de moyens, à analyser l'impact direct et indirect des toxiques sur les personnes manipulant (ou exposées) des produits chimiques commercialisés, acquis en vue d'utilisations domestiques. On abordera, dans un second temps, le difficile problème de l'impact écotoxicologique des polluants sur la qualité des aliments.

3. Problèmes toxicologiques associés à l'utilisation domestique d'agents chimiques

Dans un souci de simplification, ce rapport se limitera à l'évaluation des impacts toxiques générés par l'inhalation d'agents chimiques utilisés couramment dans le cadre d'opérations domestiques (peintures, jardinage, hobbies ...).

L'évaluation du coût de la main d'oeuvre, l'exode rural, l'extension des zones de banlieue, les habitations secondaires ou simplement le chômage ont amené les consommateurs à entreprendre des travaux d'entretien et de réparation de leurs maisons. De très nombreux produits chimiques, autrefois réservés aux professionnels, sont ainsi mis à la disposition de citoyens peu informés et préparés à assumer les risques liés à leur emploi. Ceci concerne en priorité les fongicides et pesticides présents dans les vernis, peintures et autres agents de protection des boiseries; les solvants; les métaux lourds, les pesticides et herbicides utilisés en jardinage et d'autres produits isolants, décapants, détergents utilisés pour la réparation ou l'entretien des habitations, des voitures et autres biens. Le gaspillage propre à nos pays concourt à faire croître rapidement l'importance des pollutions associées à l'usage de ces matériaux. On y ajoutera la destruction sauvage des déchets (emballages et produits résiduels) dans les caniveaux ou à l'occasion de feux de broussailles contribuant chacun à une pollution localisée pouvant s'avérer importante en certaines circonstances. Le risque toxique apparaît significatif à ce niveau d'échelle; à tel point qu'on le considère, à court terme, sur un pied d'égalité avec celui encouru par un travailleur exerçant son activité professionnelle dans un milieu soumis à contrôles et surveillé par des hygiénistes industriels. L'inhalation de polluants rejetés dans l'air, sous forme de vapeurs ou de poussières, peut constituer une menace pour la frange de population avoisinante. L'absence de moyens de protection individuelle (aussi vis-à-vis des expositions par voie dermique) et le peu de respect des conditions d'emploi des produits (aussi au plan quantitatif) empêchent l'évaluation correcte des impacts personnels et environnementaux. La nature des produits manipulés, les quantités (un concept très flou pour les raisons évoquées plus haut), les conditions d'utilisation (attention aux endroits confinés) représentent quelques critères essentiels intervenant dans le calcul du risque toxique. Aucun indicateur d'impact ne se dégage de prime abord pour évaluer ces différents facteurs. La toxicité doit être davantage évoquée sous l'angle des effets aigus et chroniques que sur le long terme. La création d'unités médicales spécialisées dans le dépistage des maladies de "civilisation" et l'ouverture de consultations spécifiques pourraient apporter, à moyen terme, des éléments de réponse concernant les impacts sur la santé des consommateurs.

La **toxicité des produits commercialisés**, insuffisamment précisée sur base de **l'étiquetage** (tout au plus une icône ou un texte peu lisible et/ou compréhensible) doit être mise en relation avec la fréquence et la durée des expositions ainsi qu'avec les conditions d'utilisation (température, confinement ...). Le recouvrement possible d'intoxications (insuffisance respiratoire liée à une exposition chimique ponctuelle ou à la consommation de tabac; atteinte hépatique associée au toxique ou à l'alcool ...) complique singulièrement le dépistage des impacts réels et la diffusion de l'information. La plupart du temps, cette méconnaissance des effets induits par une exposition fréquente à des toxiques domestiques peut se traduire par une lente accumulation de composés délétères en particulier ceux qui présentent une longue demi-vie. Ce sera le cas pour les expositions aux sels de plomb et de cadmium rencontrés dans certains pigments; des sels de mercure présents dans les pesticides et fongicides; du cadmium repérés dans divers engrais de la famille des superphosphates et de nombreuses molécules organiques (aromatiques et nitrées) liposolubles identifiées dans de nombreux produits commerciaux de grande distribution.

La **bioaccumulation** (évaluée sur base du coefficient de partage octanol/eau) peut également s'avérer responsable de niveaux internes importants (body burden), susceptibles d'induire des intoxications aiguës en cas d'événements fortuits, déclencheurs d'une libération massive des agents toxiques (maladie grave, accidents conduisant à une longue immobilisation, grossesse, allaitement ...).

Les critères d'impact toxicologique, permettant au mieux de cerner les problèmes de risque pour les consommateurs, peuvent se libeller ainsi :

- * les classes chimiques de toxiques (distinguant les métaux et les organiques)
- * les classes d'activités toxicologiques (hépatotoxique, neurotoxique ...)
- * les données physico-chimiques (volatilité, solubilité, réactivité ...)
- * les niveaux de concentration, la fréquence et la durée moyenne des expositions (au travers de paramètres comme la valeur AQS : ambient quality standard ou ADI : acceptable daily intake qui concerne davantage l'impact alimentaire).

Les classes toxiques seront prioritairement évoquées en terme de risque de bioaccumulation (et de demi-vie d'élimination). Les composés présentant des critères significatifs (demi-vie supérieure à 24 heures; bioconcentration possible; faible niveau de métabolisation; liposolubilité élevée..) devraient faire l'objet d'une attention particulière au même titre que les produits à forte réactivité chimique ou à action irritante. **L'étiquette et l'emballage** devraient très clairement identifier le risque et informer le consommateur, par des explications compréhensibles pour tous, des conditions d'utilisation du produit et des risques encourus en cas de non respect de ces clauses. On pourrait réclamer de la part des industriels de nouvelles études visant à revoir les unités de produits mises sur le marché (les quantités accessibles) et leur conditionnement. Dans la foulée, on espère pouvoir disposer à terme d'informations plus détaillées concernant les risques toxiques. La société moderne ne peut se contenter plus longtemps de données peu accessibles et limitées en nombre pour plus de 70% des molécules synthétisées !!

4. Problèmes écotoxicologiques associés à l'utilisation domestique d'agents chimiques

Les impacts environnementaux créés par les consommateurs sont encore plus difficiles à évaluer que les effets sur leur propre personne. La dispersion et le rejet sauvage de quantités croissantes de déchets non identifiés, non biodégradables réduisent le pouvoir auto-épurateur de l'écosphère et du proche écosystème comme celui des nappes phréatiques servant de sources d'appoint.

L'inexorable ascension de la bronchite chronique constitue aussi l'une des principales conséquences de l'emploi massif des combustibles fossiles, en particulier l'essence et le diesel avec les gaz d'échappement des véhicules automoteurs.

Il n'est guère possible d'envisager tous les cas de pollution anthropogénique d'origine domestique pouvant affecter l'équilibre écotoxicologique local. Les transports routiers, les déchets d'origine "ménagère", les détergents, les solvants, les métaux provenant des biens de grande consommation (véhicules automobiles, utilitaires de cuisine ...) et de l'urbanisation forcée en constituent quelques exemples parmi les plus préoccupants. On aurait pu y ajouter la dispersion de matières plastiques diverses comme le polyéthylène, le chlorure de polyvinyle, les polystyrènes, les polyuréthanes ... qui entrent dans la composition de ces biens ainsi que de nombreux agents plastifiants, polymérisants et autres stabilisants dont la toxicité reste mal connue. La plupart des rejets contaminent l'air mais surtout les sols et les eaux de surface. Les conséquences écologiques directes des émissions polluantes pour les végétaux et la faune s'aggravent encore par l'effet indirect résultant d'actions comme les précipitations acides et l'abaissement du pH des eaux. Certaines espèces aquatiques ont disparu de nos rivières sans que l'on ne réponde aux protestations émises par les associations écologiques ou orientées vers une occupation de loisirs comme celle des pêcheurs. Les indicateurs d'impact pouvant jouer un rôle déterminant sur les rejets anthropogéniques sont légions; certains semblent justifier une attention particulière. C'est le cas de la **dispersion et de la mobilité des éléments polluants** mais aussi des **facteurs biologiques de transfert** (B.T.F).

La **dispersion** des polluants, définie autrefois en terme de surfaces de sols ou de bassins hydrologiques contaminés (sur base d'un calcul prenant en compte l'ensemble des quantités de produits importés, fabriqués et consommés au niveau régional), s'évalue sur base du **concept de fugacité** déjà évoqué antérieurement dans ce rapport. Toutes les **données physico-chimiques en rapport direct avec cette fugacité** (constantes de Henry, des gaz parfaits ...) serviront à préciser, à l'échelle environnementale, le partage et le transfert des composés entre les divers compartiments. L'analyse par modèle conduit à préciser la composante et le milieu concerné par l'impact de la pollution. Ces modèles permettent aussi d'apprécier le rôle joué par les espèces biologiques et les biotats dans les processus interférant sur les états d'équilibre et de répartition des substances entre les différents milieux. Ils serviront à prédire les taux relatifs de dispersion au départ des phases magasin; les endroits précis de pollution maximale; la persistance au sein des différents compartiments; l'importance des pollutions locales ...

La **mobilité des polluants** se traduit presque exclusivement en terme de **volatilité** (pour l'air) et de **solubilité** (pour les eaux). La **solubilité dans l'eau** et le **produit de solubilité** des chimistes constituent deux facteurs primordiaux de l'évaluation de la vitesse de transfert d'un polluant d'un milieu à l'autre. Le **facteur de bioconcentration (Fc)**, défini par le rapport entre la concentration du toxique dans un organisme comestible (mollusques, poissons...) et sa concentration dans le biotope (l'eau en l'occurrence), illustre le rôle essentiel de la solubilité du polluant sur son pouvoir de concentration (plusieurs ordres de grandeurs). (voir la figure 13 plus haut). On rappellera aussi le rôle essentiel joué par la bioaccumulation lorsque ce coefficient de partage octanol/eau dépasse ou égale 3 ($K_{o/w} > 10^3$).

Ces divers indices d'impact pourraient être complétés par d'autres éléments exerçant un rôle majeur sur le partage et la mobilité des produits au niveau des sols : la formation de colloïdes dans les sols limono-sableux, le pouvoir d'échange cationique et anionique; le potentiel oxydo-

réducteur, le rH des sols, la formation de complexes, en particulier avec les acides humiques

Cette mobilité a des conséquences drastiques sur le devenir des pollutions; elle peut les faire disparaître ou au contraire enrichir, sur une courte période, le milieu physique concerné. La précipitation d'éléments peu solubles dans l'eau des rivières se traduit par une épuration des eaux pour les espèces qui les peuplent, avec contamination des sédiments par des formes chimiques peu biodisponibles (sauf pour les espèces qui s'en nourrissent). La même précipitation dans les sols va engendrer d'importants niveaux de pollution qui pourraient contaminer les végétaux comestibles pour l'Homme ou le bétail.

Les **facteurs biologiques de transfert** (B.T.F.) complètent ainsi les notions de bioaccumulation abordées précédemment. Ce facteur de transfert concerne la chaîne alimentaire : les viandes et les poissons en particulier mais aussi les matières grasses comme le lait. Il est défini par le rapport de la concentration du toxique dans les organes cibles (ou le lait) de l'espèce concernée (exprimée en mg/kg de tissus humides) avec celle mesurée dans la nourriture consommée (unité habituelle : mg/kg de matière sèche). Pour le cadmium présent dans le foin et autres céréales, on enregistre des valeurs BTF voisines de 0.003 pour la viande maigre de boeuf; de 0.96 pour le tissu hépatique et de 3.9 pour les reins. Les écarts semblent plus faibles pour les sels de chrome. Pour ce qui est des dioxines retrouvées sur les sols ou les pâturages proches d'activités d'incinération, leurs concentrations dans le lait entier peuvent s'avérer prohibitives.

L'évaluation de l'impact exercé par les contaminants alimentaires sur la santé des consommateurs s'avère particulièrement ardue sinon impossible. La **valeur ADI** (acceptable daily intake), exprimée en mg/jour, est généralement bien acceptée par les toxicologues pour apprécier le risque toxique. Cette valeur, établie par composé chimique, doit prendre en compte l'ensemble des habitudes alimentaires des consommateurs (la composition moyenne du panier de la ménagère constitue la meilleure des références), en tenant compte de spécificités locales. Il n'existe pas de relevés ou de tables rapportant les valeurs ADI; on les connaît pour quelques éléments chimiques (comme les sels de mercure avec une ration quotidienne limitée entre 10 et 30 µg) ou pour quelques composantes alimentaires (l'eau ne peut contenir plus de 50 µg/l de plomb; 0.1 µg/l de mercure ou encore 5 µg/l de cadmium). Pour ce qui est des substances organiques comme les dérivés halothanes issus de la chloration des eaux, des propositions ont été formulées à la fois pour la consommation alimentaire et pour les usages sanitaires (douches, bains ...). Personne n'est encore en mesure de mesurer l'impact toxique exercé par l'action d'autres composés organochlorés toxiques comme ceux mis en évidence dans l'eau alimentaire de certains états du sud des USA (Louisiane, Tennessee ...). Il en va de même pour les dioxines et furannes produits au niveau de la combustion de matières organiques et qui contaminent le lait, un élément de base de notre alimentation. Pour des raisons économiques évidentes, l'impact de ces pollutions reste encore relativement discret et peu étayé. Quand on considère une valeur ADI de 5 à 10 pg/kg/jour pour les dioxines (en indice toxicologique équivalent, calculé pour l'ensemble des isomères de cette famille de composés), on peut s'interroger sur notre capacité à respecter des normes aussi faibles.

Le **problème des mélanges d'agents toxiques** auxquels les consommateurs peuvent se trouver confrontés ne peut faire l'objet d'une étude approfondie. Il sera abordé de manière indirecte au prochain chapitre consacré à la décomposition et aux effets (éco)toxicologiques exercés par les rejets de polluants issus de la (bio)dégradation naturelle et de l'élimination anthropogénique des déchets de toutes origines.

F. DECOMPOSITION ET ACV

1. Introduction

Les pollutions engendrées par les activités de production et de consommation ont pris une importance telle qu'elles constituent à moyen terme une menace sérieuse pour la survie de la planète si nous ne changeons pas notre mode de vie. Les résidus inévitables, les déchets, les rebuts ... s'amoncellent et dégradent la qualité de notre environnement en modifiant profondément les états d'équilibre naturel qui avaient prévalu jusqu'au XX^{ème} siècle. Les effets dramatiques observés sur la "qualité" des eaux de surface et souterraines ont rapidement abouti à la création de nombreuses agences nationales et internationales ayant la gestion des déchets pour objectif majeur. Au fil des années, on a enregistré la création de nouvelles industries offrant leurs services dans le traitement, le recyclage ou l'élimination contrôlée de ces matériaux encombrants. La mise en évidence de quelques situations critiques (Love Canal et Jackson (Arkansas) aux USA, Mellery en Belgique, Utrecht et Delft aux Pays-Bas, Montchanin en France et bien d'autres) a rapidement convaincu les autorités et les politiciens de l'urgence des problèmes soulevés. Les rejets gazeux et les effets qu'ils engendrent (au plan individuel, local et même planétaire) contribuent à cette vision très pessimiste de la situation. Le principe économique d'internalisation de la gestion des pollutions (pollueur = payeur) est d'application pour parer au plus pressé et contraindre chacun à contribuer financièrement à un meilleur contrôle du flux des matières indésirables.

L'impact humain et environnemental global (toxique et écotoxique) de produits aussi diversifiés et complexes que les déchets solides et les effluents gazeux et liquides qui en découlent implique des stratégies et une connaissance approfondie de nombreux mécanismes. Certains contrôlent les transferts de polluants d'un milieu à l'autre, d'autres, la gestion des capacités auto-épuratrices de ces milieux (les phénomènes de surcharge, les limites d'assimilation et les seuils de dépassement), d'autres encore l'enrichissement des chaînes trophiques et alimentaires par voie de bioconcentration. Il faut aussi y inclure l'impact des facteurs qui assurent une meilleure prise en charge des effets induits par des mélanges de constituants. La synergie, l'antagonisme, la promotion, l'inhibition représentent quelques uns des multiples mécanismes susceptibles de faire dériver la règle usuelle de simple neutralité qu'implique l'additivité des risques toxiques individuels associés à chacun des composés du mélange.

La nature et la composition des déchets (et des effluents) industriels, biologiques, de consommation ..., leur état physique (boueux, pâteux, pompables, pelletables, visqueux ...), le type de traitement appliqué influencent également les méthodes d'évaluation des impacts et les conséquences (éco)toxicologiques engendrées. Il existe plus de vingt filières de traitement des résidus (classées en filières de valorisation ou d'élimination); chacune d'elle pouvant générer son lot de nuisances. Il doit probablement exister autant de méthodes pour en étudier l'impact sur l'environnement et le personnel employé. Comment gérer, en situation de terrain, l'impact des effets (éco)toxicologiques produits par des déchets aussi diversifiés que ceux repris ci-après ?

A	Déchets solides avant traitement
B	Déchets obtenus par solidification de produits liquides ou boueux
C	Matériaux obtenus par agglomération de granulés et de particules
D	Sols contaminés

E	Boues déshydratées mécaniquement
F	Boues déshydratées par voie thermique
G	Déchets liquides concentrés à base aqueuse
H	Déchets liquides dilués à base aqueuse (effluents classiques)
I	Déchets liquides dilués à base non aqueuse
J	Lixiviats de déchets solides ou pâteux (issus des tests de laboratoire)
K	Percolats de décharges ou dépôts de déchets
L	Emission à la cheminée
M	Flux gazeux issu du stripage
N	Ambiances et atmosphères

On pourrait décider, en première approximation, de négliger les impacts liés aux filières de valorisation des déchets dans la mesure où il apparaît judicieux de soutenir une politique visant à les réinjecter dans le circuit économique. La valorisation énergétique directe et indirecte, la récupération de matières premières, l'élaboration de nouveaux matériaux, la valorisation en agriculture et l'utilisation de déchets en techniques de l'environnement constituent quelques voies prometteuses. L'élimination, pourtant justifiée sur bien des points, conduit à une série de nuisances susceptibles, si nous n'y prenons garde, d'altérer la qualité de notre environnement. Elle concerne en priorité **l'incinération**, les **traitements** physico-chimiques et biologiques (conduisant à des rejets éco-compatibles) mais surtout la **mise en décharge**. L'incinération trouve sa justification dans la réduction du volume des déchets et de la consommation en combustibles fossiles qui constituent, à notre échelle de vie, une ressource énergétique non renouvelable. Les usines de traitement des déchets toxiques ou dangereux génèrent leurs problèmes spécifiques, inhérents aux processus techniques employés. Les études d'incidence, prévues avant toute implantation, devraient limiter leurs impacts et les conséquences au plan biologique. Le confinement des déchets dans une décharge reste quasi incontournable. Les anthroposystèmes génèrent leurs propres résidus et toute activité de traitement de ces résidus produit à son tour de nouveaux déchets de deuxième génération qui se retrouveront tôt ou tard entreposés avec ceux issus des filières de traitement (quatrième génération) des rejets de la décharge (troisième génération). Les conditions d'exploitation seront établies en fonction des paramètres géologiques, de la nature et de la composition des sols, de l'importance du bassin hydrologique, des conditions atmosphériques ainsi que sur base d'indicateurs démographiques. De nombreux critères comme le coefficient de perméabilité (K_s) influenceront le choix des sites et par voie de conséquence, les impacts (éco)toxicologiques qui pourraient résulter des émissions directes (liées au confinement des déchets) et indirectes comme celles issues des interactions avec le milieu, à la suite de processus de dégradation naturelle, physico-chimique et/ou biologique. Le **biogaz**, produit lors de la fermentation anaérobie des déchets organiques (essentiellement du méthane, de l'ammoniac et du dioxyde de carbone) et brûlé en torchère sur le site en même temps que divers composés volatils, pose principalement des problèmes de sécurité mais peut aussi contaminer l'air ambiant par des imbrûlés comme le benzène, le toluène et les xylènes (les autres composés sont généralement négligés). Les **lixiviats et jus de décharge**, plus ou moins chargés en fonction des déchets entreposés, risquent de percoler au travers des sols et de contaminer les nappes phréatiques souterraines en l'absence de mesures appropriées (traitement d'épuration avant tout rejet dans les cours d'eau).

Pour ces raisons, on évalue l'impact des décharges sur base des effets causés par les **effluents** gazeux et liquides issus du **confinement des déchets**, en prenant en considération l'ensemble des conséquences (éco)toxicologiques exercées sur l'ensemble des êtres vivants dans les différents

milieux physiques (l'eau en priorité, l'air et les sols). L'impact des produits toxiques dépendra de leur exposition dans l'environnement; les substances rejetées dans le milieu évoluent au cours du temps : les minéraux changent d'état physique et chimique; les composés organiques se dégradent par voies chimique et biologique. Des indicateurs comme la **(bio)dégradabilité**, la **bioaccumulation** et la **persistance**, déjà évoqués plusieurs fois dans ce rapport, exerceront une incidence capitale sur le devenir des pollutions et leurs conséquences. Les effets toxiques pour l'homme et l'écosystème feront l'objet d'évaluations distinctes sur le court (toxicité aiguë) et le moyen terme (toxicité chronique).

2. Analyse des impacts sur l'homme produits par les effluents gazeux et liquides issus d'une décharge

La **dégradabilité**, approchée par la valeur du **rapport DBO₅/DCO** obtenu sur base de deux tests expérimentaux, renseigne sur le caractère rémanent ou putrescible du résidu. Comme la biodégradation des substances s'avère rarement totale, on se retrouve, au plan de la gestion des risques (éco)toxicologiques, avec un nombre encore plus élevé de produits dont certains ne peuvent être identifiés. L'influence du biotat (champignons, bactéries ...) en terme de catalyseur de (bio)transformations s'avère aussi déterminante. La dégradation aérobie d'organochlorés comme le tri- et tétrachloroéthylène conduit à des produits inactifs au plan toxique; la dégradation en anaérobie peut se traduire par la formation de chlorure de vinyle. A l'inverse, la dégradation aérobie des PCB induit la formation de composés plus toxiques lorsqu'elle se produit en présence de champignons phyto-pathogènes.

La **bioaccumulation** et la **persistance** peuvent être approchées par la méthode des scores évoquée au chapitre consacré à la production. Considérés souvent comme d'importance secondaire au plan des décharges, en raison du niveau et de l'échelle où ils interviennent, ces deux facteurs se reflètent par le faible indice des scores retenus.

Valeurs des scores retenus pour la bioaccumulation et la dégradation des substances en décharge

Facteur de Bioaccumulation	Demi-vie dans les eaux souterraines (jours)	Score
> 1000	< 100	1
< 1000	> 100	0

Ces valeurs de type "tout ou rien" trouvent leur pleine justification sur base de diverses considérations. C'est ainsi que le risque d'accumulation du toxique sur un récepteur humain est très limité si l'on veut considérer les niveaux de dilution qui interviendront au plan de la dispersion aérienne et de la contamination de la faune aquatique intervenant dans la fraction alimentaire. Seuls, les cas extrêmes comme les PCBs, DDT et autres pesticides organochlorés sont pris en considération au plan de la bioconcentration possible des polluants. Pour ces raisons, on a choisi un facteur suffisamment représentatif d'un haut niveau d'accumulation.

La persistance (en relation étroite avec la dégradation) ne concerne que les ouvriers travaillant sur le site pour ce qui est de l'exposition par voie aérienne ou dermique. Pour les eaux de surface contaminées, le risque est quasi nul sauf pour les espèces terrestres qui vivent (ou fréquentent) sur les lieux d'exploitation. Les eaux souterraines constituent la véritable source de danger au plan (éco)toxicologique; de ce point de vue, l'hydrolyse représente le principal mécanisme de dégradation chimique des agents toxiques (par comparaison avec la photolyse et les réactions radicalaires). Seuls, les composés rapidement hydrolysés pourraient constituer une menace sérieuse.

Le tableau suivant reprend quelques données couramment appliquées dans l'évaluation préliminaire des risques

Forte préoccupation	Moyenne préoccupation	Faible préoccupation
<u>Dégradation</u>		
Biodég. < 10-30 % dans tous les tests (non dégradable) DT ₅₀ > 25 jours	10-30% < biodég. < 60-70% (naturellement dégradable)	Biodég > 60-70% (facilement dégradable)
<u>Bioaccumulation</u>		
BCF > 10 ⁵ P _{o/w} > 10 ⁵	10 ³ < BCF < 10 ⁵ 10 ³ < P _{o/w} < 10 ⁵	BCF < 10 ³ P _{o/w} < 10 ³

La **solubilité** et la **volatilité** des composés (voir les propositions de scores au chapitre Production et ACV) interviendront également dans l'évaluation du risque de transfert et du transport des polluants entre les différentes composantes des milieux concernés. On postule en général que la concentration en soluté dans un lixiviat est en relation proportionnelle linéaire directe avec sa solubilité (il s'agit d'une première approximation car on a pu démontrer que la relation peut aussi être non linéaire aux très faibles concentrations). Le tableau suivant reprend les valeurs de scores retenus en fonction de l'hydrosolubilité des composants :

Valeurs des scores retenus pour le facteur d'hydrosolubilité

Solubilité (mg/l)	Score
> 10.000	5
de 1.000 à 10.000	4
de 100 à 1.000	3
de 10 à 100	2
< 10	1

Le test de Hamaker, portant sur l'évaporation de substances au départ d'un échantillon de sol humide, a servi de base à l'établissement de l'échelle des scores retenus pour l'incidence de la volatilité relative (pour la dispersion des poussières inorganiques, le score retenu est de 1). Ce tableau est identique à celui présenté au paragraphe 1.2.4.

Par opposition à l'échelle de scores avancée pour la bioaccumulation et la persistance, les valeurs sélectionnées pour la "solubilité" et la "volatilité relative" suivent des échelles logarithmiques (écarts classés par ordre de grandeur) ce qui permet de tenir compte de la différence d'impact exercé par les deux derniers facteurs sur le transfert et le transport des polluants au travers des différents milieux. En terme d'agrégation de scores, on se limite à une seule valeur (la plus grande) pour exprimer l'impact combiné de la volatilité et la solubilité; cette valeur est ensuite corrigée par les scores retenus pour les composantes de bioaccumulation et de persistance. La relation suivante, établie sur base de modèles mathématiques et sur l'évaluation quantitative du risque, est généralement d'application lorsqu'on exprime l'impact réel du transfert et du transport de polluants (EF) émis par une décharge :

$$EF = S \text{ ou } V + BCF - D \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} S = \text{score de la solubilité} \\ V = \text{score de la volatilité} \\ BCF = \text{score de la bioaccumulation} \\ D = \text{score de la dégradation} \end{array}$$

En combinant les valeurs maximales proposées pour chaque indicateur (5 pour la solubilité, si elle est supérieure à 10.000 mg/l; 4 pour la volatilité, si elle est supérieure à 10 mm Hg (g/gmole)^{-0.5}), on obtient un score maximal de 7 pour les transferts en milieu aquatique et 6 pour le transport atmosphérique.

La **toxicité** humaine des rejets gazeux et liquides s'évalue indépendamment du transfert et du transport, au même titre que les **quantités de déchets** dont l'impact peut être estimé sur base de l'échelle de scores rapportée au paragraphe 1.2.4. L'évaluation correcte de la toxicité des produits devrait prendre en compte les effets observés à **court terme** (la **toxicité aiguë** avec comme conséquence immédiate la mort d'individus appartenant à différentes espèces animales et végétales) et à **moyen terme** (la **toxicité chronique**). Les effets enregistrés à longue échéance concernent les modifications histologiques, physiologiques et comportementales qui influencent à des degrés divers la reproduction et la survie des organismes atteints par l'action des polluants. La mutagenèse et la cancérogénèse font partie de la toxicité chronique mais se distinguent des autres types d'effets observés.

La **LD₅₀** et la **LC₅₀** sont les principaux critères utilisés dans l'évaluation de la toxicité aiguë observée pour les **espèces animales** au contact des eaux et des sols contaminés. Ils servent également d'indicateurs pour l'espèce humaine. Différents tests aujourd'hui normalisés permettent de préciser les valeurs expérimentales de ces critères d'impact. Les tests poisson et daphnie sont les plus courants dans la détermination de la toxicité aiguë induite par les effluents liquides; ils peuvent, au besoin, être complétés par des tests réalisés sur des algues et des bactéries marines (Microtox). Le test AFNOR X31-250, conduit sur le ver de terre, fournit le même type de données et d'indications pour les organismes terrestres; le test X31-201 orienté vers la germination de semences se rapporte à la phyto-toxicité et à la limitation de la croissance végétale observée dans des sols contaminés. PERRODIN a développé un test utilisant dix espèces de macro-invertébrés (test MTM) pour évaluer la mortalité sur 96 heures. Seuls, les composés les plus toxiques seront pris en charge au plan du score de la toxicité aiguë; cette prise en charge, pour chacun des produits retenus, s'évaluant sur base de la valeur LD₅₀ (ou LC₅₀) la plus faible obtenue sur une espèce mammifère.

Ces valeurs s'expriment en mg/kg de poids corporel (ou en mg/l). On assignera les scores suivants pour l'impact de la toxicité aiguë de chacun des produits identifiés dans les déchets :

 Impact de la toxicité aiguë sur le score retenu

LD50 (mg/kg) ou LC50 (mg/l)	Score
< 100	1
> 100	0

Les seuils suivants ont aussi été proposés pour évaluer les risques préliminaires :

Forte préoccupation	Moyenne préoccupation	Faible préoccupation
<u>Toxicité aquatique</u>		
en aigu		
LC ₅₀ < 10 µg/l	10 µg/l < LC ₅₀ < 1000 µg/l	LC ₅₀ > 1000 µg/l
en chronique		
LC ₅₀ < 1 µg/l	1 µg/l < LC ₅₀ < 100 µg/l	LC ₅₀ > 100 µg/l
TSEO < 0.5 µg/l	0.5 µg/l < TSEO < 50 µg/l	TSEO > 50 µg/l
TSEO : teneur sans effet observé		

Les valeurs **ADI** (acceptable daily intake) et les unités de risques de carcinogenèse (**UCR** : unit cancer risk) constituent les éléments les plus représentatifs pour calculer les risques d'intoxication chronique pour **l'homme**. Le second indice se rapporte aux seuls produits oncogènes ou suspectés comme tels.

Il existe une multitude d'autres tests permettant d'apprécier les impacts environnementaux non carcinogéniques, à plus long terme (essais sur 28 jours pour la toxicité subaiguë; sur 90 jours pour la toxicité chronique ou encore sur 2 ans pour le long terme). La valeur ADI est la plus communément admise dans le cas des expositions aux déchets car historiquement rattachée aux problèmes d'exposition humaine aux résidus de pesticides, aux contaminants de l'eau de boisson et aux additifs alimentaires; tous éléments en rapport plus ou moins direct avec le problème des effluents. Cette ADI, définie par l'EPA comme la quantité maximale permise n'induisant aucun effet néfaste sur une population humaine (même pour les groupes sensibles) s'exprime en mg/kg de poids corporel/jour. Elle dérive des valeurs NOEL (no observable effect level) obtenues chez l'animal et l'homme, corrigées par un ou plusieurs facteurs d'incertitude.

L'échelle des scores utilisés pour la prise en charge de la valeur ADI, établie sur base des données générées pour chaque substance entrant dans la composition des rejets, est rapportée ci-après :

 Echelle des scores pour les données ADIs

ADIs (mg/kg/j)	Score
$< 10^{-7}$	9
de 10^{-6} à 10^{-7}	8
de 10^{-5} à 10^{-6}	7
de 10^{-4} à 10^{-5}	6
de 10^{-3} à 10^{-4}	5
de 10^{-2} à 10^{-3}	4
de 10^{-1} à 10^{-2}	3
de 1 à 10^{-1}	2
> 1	1

De même, la recherche des propriétés mutagènes et cancérogènes des substances chimiques a fait l'objet d'innombrables études et essais. Divers tests ont été proposés pour évaluer ce risque toxique : les micro-noyaux, les animaux hôtes, les bris de chromosomes, les tests sur bactéries salmonelles (Ames) ... La classification internationale des substances carcinogènes par l'agence de la recherche sur le cancer (IARC) se base sur la démonstration des effets observés chez l'homme et/ou l'animal. Les composés appartenant aux classes 1 et 2A font l'objet d'une surveillance particulière, reflétée par la valeur du slope factor (q_1^*) ou celle de l'unité de risque de cancer (UCR). Les deux valeurs peuvent s'exprimer en $(\text{mg/kg/j})^{-1}$. La valeur UCR est définie par la limite supérieure, calculée pour toute la vie, qu'un agent carcinogène provoque l'apparition d'un cancer pour une dose de 1 mg/kg/j. Cette donnée correspond à la valeur supérieure du facteur de pente de la relation dose-réponse, dans la zone des très faibles niveaux d'exposition. On rappellera que ce facteur de pente est obtenu au moyen du modèle mathématique Linear Multi Stage (le modèle le plus défavorable en ce qui concerne la concentration).

L'échelle des scores proposés pour les valeurs UCR suit également une allure par ordre de grandeur (comme pour les ADIs ci-dessus). Elle suit toutefois un ordre inverse de l'échelle ADI; les substances carcinogènes les plus dangereuses ont une valeur UCR élevée alors que les produits présentant une valeur ADI élevée sont à faible risque. Dans le but de conférer un poids équivalent entre les deux échelles des oncogènes et des non carcinogènes, on a choisi une valeur moyenne de 5 pour représenter un même niveau de risque dans les deux échelles. Le point de départ du choix du pas de calibration repose sur le fait qu'un risque de cancer est négligeable lorsque la valeur est égale ou inférieure à 10^{-6} . Dans le même ordre d'idée, la valeur ADI négligeable doit correspondre à une prise journalière courante (> 1 mg/kg/j).

Dans ces conditions, l'échelle suivante des scores retenus pour les valeurs UCR est d'application en terme d'impact au niveau du risque pour l'homme :

 Echelle des scores du risque toxique sur base des unités de risque de cancer

UCR pour 1 mg/kg/j	Score
< 10	9
de 1 à 10	8

de 10^{-1} à 1.0	7
de 10^{-2} à 10^{-1}	6
de 10^{-3} à 10^{-2}	5
de 10^{-4} à 10^{-3}	4
de 10^{-5} à 10^{-4}	3
de 10^{-6} à 10^{-5}	2
< 10^{-6}	1

La correspondance suivante a été proposée pour les facteurs de pente et les risques de cancer (F.DI CARLO et Y.T.WOO dans Drug Metabolism Reviews 26(4) 685-715 (1994)) :

Facteur de pente **	Indice d'exposition	Niveau de danger
0 à 5.10^{-5}	0 à < 1	Faible
5.10^{-5} à 5.10^{-1}	1 à < 4	Marginal
5.10^{-1} à 5	4 à < 6	Faible modéré
5 à 50	6 à < 8	Modéré
50 à 500	8 à < 10	Sensible
500 à 5.10^7	10 à ~14	Grand

** Attention : les données de facteur de pente de ce tableau sont exprimées ici en $(\text{mmole/kg/J})^{-1}$

L'agrégation des différents types d'indices de toxicité humaine fait intervenir les scores obtenus dans les deux situations aiguë et chronique. Plusieurs techniques ont été proposées; la plus répandue consiste à appliquer la relation suivante :

$$T = \text{ADI ou UCR} + \text{LD}_{50} \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} T = \text{le score global agrégé de toxicité} \\ \text{ADI} = \text{le score pour la consommation journalière} \\ \text{UCR} = \text{le score pour l'unité de risque carcinogène} \\ \text{LD}_{50} = \text{le score pour la toxicité aiguë} \end{array}$$

Le score maximum possible pour la toxicité humaine est alors de 10 : 9 pour la composante chronique et un pour le risque aigu. Ce rapport entre les indicateurs de toxicité aiguë et chronique repose sur un choix relativement arbitraire qui prend en considération la différence de niveau de taille des populations exposées. Au plan de la toxicité relative des produits, une substance présentant un score de 2 en chronique pourrait se voir affubler d'une unité supplémentaire si la toxicité aiguë répond au critère établi ($\text{LD}_{50} < 100 \text{ mg/kg}$); le même effet "aigu", pour une substance toxique qui aurait un score de 7 en mode chronique, serait quasi négligeable. Cette apparente discordance n'est guère significative dans la pratique; il n'existe guère de composés ayant une faible toxicité en chronique et une très haute activité en aigu. Pour les exceptions à cette règle (HCN, CO ...), il y a lieu d'accroître le poids du terme aigu si la situation (les concentrations des rejets en particulier) le justifiait.

Les tableaux suivants reprennent quelques exemples de scores obtenus pour les mêmes substances que celles évoquées antérieurement pour les risques aux postes de travail (voir le paragraphe 1.2.4.). Le premier se rapporte aux indicateurs d'impact évalués pour le **transfert et**

le **transport** des polluants émis dans les rejets et effluents d'une décharge; le second reprend les valeurs des scores obtenus au plan des **toxicités aiguë et chronique**.

Impact de différents facteurs sur le transfert et le transport des polluants

Constituant chimique	Solubilité (mg/l à 25°C)		Volatilité (à 25°C)		Bioacc. Factor		T _{1/2} eau (jour)		Coeff Transf Transp
	valeur	score	valeur	score	valeur	score	valeur	score	
Chloroforme	9.300	4	15.8	4	3.8	0	450	0	4
Dichlorométhane	16.700	5	46.1	4	0.9	0	540	0	5
Trichloroéthylène	1.100	4	6.3	3	10.6	0	321	0	4
Chloroethylene*	3.200	4	64	4	1.2	0	300	0	4
Tétrachloroethylene	200	3	1.1	3	30.6	0	264	0	3
1,1,1 trichloroethane	950	3	10.1	4	10.6	0	180	0	4
1,2 dichloroethane	8.690	4	7.6	3	1.2	0	540	0	4
Tétrachlorure de C	500	3	9.3	3	18.8	0	P	0	3
DDT	1.3.10 ⁻³	1	8.10 ⁻⁹	1	2.9.10 ⁴	1	P	0	2
PCB's	3.1.10 ⁻²	1	4.3.10 ⁻⁵	1	3.1.10 ⁴	1	P	0	2
TCDD	2.0.10 ⁻⁴	1	5.6.10 ⁻⁷	1	5.8.10 ³	1	P	0	2
Benzène	1.780	4	11.4	4	5.2	0	P	0	4
Toluène	515	3	2.8	3	10.7	0	P	0	3
Xylènes	175	3	0.31	2	10.6	0	P	0	3
Phénol	82.000	5	0.064	1	1.4	0	P	0	5
Benzo(a)pyrène	4.7.10 ⁻²	1	1.2.10 ⁻¹¹	1	30.0	0	P	0	1
Chlorure de nickel	50	2	non volatil	1	47	0	P	0	2
Nitrate de mercure	50	2	non volatil	1	3.800	1	P	0	3
Chrome 6+	40.000	5	non volatil	1	16	0	P	0	5
Trihydrure d'arsenic	-		volatil	(2)	-	(1)			(2)

* Chloroethylene = chlorure de vinyle (carcinogène A1)

P = persistant

Solubilité des sels métalliques : f (solubilité de l'hydroxyde à pH 7 ou du sels de calcium pour les anions comme le chromate)

Les données PCBs sont basées sur celles de l' Arochlor 1254

Impact de différents facteurs de toxicité sur la toxicité globale des polluants

Constituant chimique	ADI (mg/kg/j)		UCR (mg/kg/j) ⁻¹		LD ₅₀ (mg/jour)		Toxicité globale
	valeur	score	valeur	score	valeur	score	
Chloroforme	-		7.5.10 ⁻²	6	800	0	6
Dichlorométhane	-		6.3.10 ⁻⁴	4	167	0	4
Trichloroéthylène	-		1.9.10 ⁻²	6	4.920	0	6
Chloroethylene*	-		1.8.10 ⁻²	6	500	0	6
Tétrachloroethylene	-		3.5.10 ⁻²	6	8.100	0	6
1,1,1 trichloroethane	-		1.6.10 ⁻³	5	750	0	5
1,2 dichloroethane	-		5.8.10 ⁻²	6	725	0	6
Tétrachlorure de C	-		1.3.10 ⁻¹	7	2.800	0	7
DDT	-		3.4.10 ⁻¹	7	113	0	7
PCB's	-		4.3	8	1.010	0	8
TCDD	-		1.6.10 ⁵	9	6.10 ⁻⁴	1	10
Benzène	-		5.2.10 ⁻²	6	3.800	0	4
Toluène	0.43	2	-		5.000	0	2
Xylènes	229	1	-		4.300	0	1
Phénol	0.1	2	-		300	0	2
Benzo(a)pyrène	-		11.5	9	50	1	10
Chlorure de nickel	0.015	3	-		350	0	3
Nitrate de mercure	5.7.10 ⁻⁵	6	-		18	1	7
Chrome 6+	2.2.10 ⁻³	4	41.0	9	72	1	6
Trihydrure d'arsenic	-		>15	9	-	(1)	>9

* Chloroethylene = chlorure de vinyle (carcinogène A1)

- = non relevant

Sels inorganiques carcinogènes : données pour la voie orale (eau alimentaire)

On n'oubliera pas de prendre en compte l'échelle des scores proposée antérieurement (paragraphe 1.2.4.) pour les **quantités de produits** si l'on veut calculer un indice de risque complet combinant :

- * les quantités de matériaux
- * les transferts et le transport des polluants
- * la toxicité humaine globalisée des différents produits

L'échelle de scores rapportée ci-après ne prend en compte que les quantités rejetées sous forme de déchets dangereux et toxiques, à l'exclusion des décharges domestiques (classe 2 et 3).

Quantités rejetées dans l'environnement au départ de déchets (valeurs UK + France + RFA)

Constituant chimique	Quantités (tonnes/an)	Score
Chloroforme	3.000	4
Dichlorométhane	8.000	4
Trichloroéthylène	9.000 à 21.000	4
Chloroethylene*	800	3
Tétrachloroethylene	8.000	4
1,1,1 trichloroethane	9.000	4
1,2 dichloroethane	20.000	5
Tétrachlorure de C	2.000	4
DDT	pas de donnée	-
PCB's	4.000	4
TCDD	6	1
Benzène	2.250	4
Toluène	2.000	4
Xylènes	3.000	4
Phénol	5.000	4
Benzo(a)pyrène	3.000 à 5.000	4
Chlorure de nickel	1.600	4
Nitrate de mercure	300	3
Chrome 6+	7.000	4
Trihydrure d'arsenic	pas de donnée	(3)

En terme d'**agrégation des scores**, on procède comme suit dans le but de donner un poids identique à l'exposition et à la toxicité :

1. addition des scores "quantités" et "transfert et transport" pour générer un score intermédiaire de type EXPOSITION (cotation de 1 à 10)
2. addition de la composante EXPOSITION avec le score "toxicité humaine" (lui-même côté de 1 à 10 pour produire un **INDICE GLOBAL DE RISQUE**, évalué de 2 à 20

Les auteurs du document OMS (Identification of priority chemicals in hazardous wastes) ne fournissent aucune explication quant à la justification de la composante "addition". On peut supposer que l'objectif visé consiste à établir des priorités et qu'à ce titre, toute chose étant égale, la règle d'additivité des risques (et donc des scores) peut s'appliquer. La compilation des données rapportées pour les divers composés repris dans les tableaux précédents aboutit aux indices globaux de risque suivants (on se rappellera que la plupart des scores reflètent une hiérarchie logarithmique du risque; ce qui signifie qu'une différence d'une unité représente en fait un écart d'un facteur 10) :

Classification de composés chimiques en terme de risque toxique pour l'homme

Constituant chimique	Quantités score	Transf+transport score	Exposition score	Toxicité score	Risque score
Chloroforme	4	4	8	6	14
Dichlorométhane	4	5	9	4	10
Trichloroéthylène	4	4	8	6	14
Chloroethylene*	3	4	7	6	13
Tétrachloroethylene	4	3	7	6	13
1,1,1 trichloroethane	4	4	8	5	13
1,2 dichloroethane	5	4	9	6	15
Tétrachlorure de C	4	3	7	7	14
DDT	-	2	-	7	-
PCB's	4	2	6	8	14
TCDD	1	2	3	10	13
Benzène	4	4	8	6	14
Toluène	4	3	7	2	9
Xylènes	4	3	7	1	8
Phénol	4	5	9	2	11
Benzo(a)pyrène	4	1	5	10	15
Chlorure de nickel	4	2	6	3	9
Nitrate de mercure	3	3	6	7	13
Chrome 6+	4	5	9	5	14
Trihydrure d'arsenic	(3)	(2)	(5)	>9	>14

* Chloroethylene = chlorure de vinyle (carcinogène A1)

Le score de 15 est le plus élevé de cette liste; 8 est le plus faible et aucune donnée ne peut être fournie pour le DDT, aujourd'hui banni du marché européen. Le nombre 15 correspond au 1,2 dichloroéthane (dichlorure d'éthylène) et au 3,4 benzo(a)pyrène; le nombre 8, aux xylènes. Ce système de cotation globalisé doit faciliter le travail des responsables **en sélectionnant la zone de prise en charge des problèmes** (par exemple tous les composés présentant un indice supérieur à 12) sur base d'une liste arrêtée d'agents toxiques prioritaires.

On peut aussi envisager une **étude de sensibilité** pour éviter la critique habituelle du jugement de valeur lorsqu'on parle d'un classement de produits basé sur des scores attribués à des facteurs spécifiques mais hétérogènes. Cette démarche, souvent critiquée au plan de l'objectivité, peut faire l'objet d'une analyse plus critique pour chacun des trois éléments : les quantités (Q); l'exposition (E) et la toxicité humaine (T).

Etude de sensibilité sur les quantités :

L'échelle des scores prévoit un score maximum identique de 5 pour les quantités et le transfert + transport des polluants; on pourrait imaginer de doubler le poids de la contribution du facteur T "quantités" (soit 10);

Etude de sensibilité sur l'exposition :

Le fait d'envisager séparément la contribution des trois facteurs (Q, E et T) et non deux (E et T) constitue un argument pour leur conférer un poids identique; à ce titre, le poids du facteur "toxicité" (T) devrait être diminué de moitié ou celui de l'exposition (Q + transfert et transport) ramené à 20;

Etude de sensibilité sur la toxicité humaine :

Comme les mesures citées ci-dessus ont pour effet d'accroître le poids de la contribution des facteurs d'exposition par rapport à celui de la toxicité, il paraît logique de réévaluer le facteur "toxicité" en doublant son score maximal (ramené à 20).

La classification serait la suivante pour les produits chimiques repris dans les tableaux antérieurs (exception faite du DDT) :

Etude de sensibilité

A. Classification de base	B. Quantités X 2	C. Exposition X 2	D. Toxicité X 2
1. 1,2 Dichloroéthane Benzo(a)pyrène	1. 1,2 Dichloroéthane	1. 1,2 Dichloroéthane	1. Benzo(a)pyrène
2. Chloroforme Tétrachlorure C Trichloroéthylène PCBs Benzène Chrome (6+)	2. Benzo(a)pyrène	2. Chrome (6+)	2. TCDD
3. Dichlorométhane Tétrachloroéthylène Trichloroéthane (111) TCDD Chloroéthylène Sels de mercure	3. Chloroforme Tétrachlorure de C Trichloroéthylène PCBs Benzène Chrome (6+)	3. Chloroforme Dichlorométhane Trichloroéthylène Benzène	3. PCBs
4.	4. Dichlorométhane Tétrachloroéthylène Trichloroéthane (111)	4. Tétrachlorure C Trichloroéthane(111)	4. Tétrachlorure C 1,2 Dichloroéthane

5. Phénol Arsenic	5. Sels de mercure Chloroéthylène	5. Tétrachloroéthylène PCBs Phénol Chloroéthylène Benzo(a)pyrène	5. Chloroforme Trichloroéthylène Benzène Sels de mercure
6. Toluène Sels de nickel	6. Phénol	6. Sels de mercure	6. Tétrachloroéthyl. Chloroéthylène Chrome (6+)
7. Xylènes	7. TCDD Arsenic	7.	7. Trichloroéthane
8.	8. Toluène Sels de nickel	8. TCDD Arsenic Toluène	8. Dichlorométhane Arsenic
9.	9. Xylènes	9. Xylènes Sels de nickel	9.
			10. Phénol
			11. Sels de nickel
			12. Toluène
			13. Xylènes

Ces études de sensibilité ne modifient pas grandement le classement des priorités établi par la formulation de base. Les composés comme les sels de nickel, les xylènes et le toluène restent en bas de liste dans les différents classements de priorité; le 1,2 dichloroéthane et le 3,4 benzo(a)pyrène se maintiennent au sommet.

Si l'on veut limiter le nombre de composés à prendre en compte au plan du risque (n'oublions pas le facteur 10 d'écart entre chaque unité), on peut relever ceux qui se retrouvent dans les 5 à 6 premiers rangs des différents classements :

Listing des composés retrouvés en priorité dans les rangs 1 à 5 ou 6

Rangs 1 à 5	1,2 Dichloroéthane Benzo(a)pyrène Chloroforme Tétrachlorure de C Benzène PCBs
-------------	--

Rangs 1 à 6 (suite)	Trichloroéthylène Chrome (6+) Tétrachloroéthylène Chloroéthylène Sels de mercure
---------------------	--

La première liste comporte 6 produits , la seconde 12 (6 premiers + 6 autres). Ce mode d'évaluation du risque peut fonctionner sur un grand nombre de cas mais ne conviendra que si l'on complète les tables de données actuellement disponibles, en particulier celles qui portent sur les quantités et la composition des matériaux mis en décharge ainsi que sur la toxicité de ces composés (et celle des produits de dégradation).

3. Analyse des impacts écotoxicologiques produits par les effluents gazeux et liquides issus d'une décharge

Les **tests d'écotoxicité** remplaceront évidemment les données qui ont servi de base à l'établissement des valeurs ADI rapportées au paragraphe précédent; la plupart des autres facteurs ne changeant guère d'impact (la mutagénicité et la cancérogénicité animale et humaine s'avèrent quasi identiques pour les composés appartenant aux classes 1 et 2A de la classification IARC). En terme d'écotoxicité, l'accent sera mis davantage sur **la lixiviation , le devenir des produits dans les sols et les eaux de ruissellement ainsi que sur l'évolution des toxiques dans l'atmosphère.**

Les matières volatiles (le biogaz essentiellement) et les produits moins volatils, émis dans l'atmosphère par des mécanismes d'entraînement à la vapeur d'eau ou par simple effet de contact entre l'air et l'eau contaminée, peuvent subir, en même temps que la dispersion des vents et la précipitation par la pluie, des réactions de transformations physico- chimiques qui modifient leur comportement environnemental. Les réactions d'oxydo-réduction, d'hydrolyse mais aussi photochimiques interviennent dans les mécanismes d'immission des polluants; ces réactions se traduisent par la formation, à haute altitude, d'une série de composés plus actifs et plus rémanents qui exerceront, sur de longues périodes, des effets spécifiques sur la température générale (**effet de serre**) et sur la **destruction de la couche d'ozone**; deux actions déjà été évoquées antérieurement. On connaît aujourd'hui les effets dévastateurs directs provoqués par le gaz carbonique, le méthane, le protoxyde d'azote (N_2O) et les chlorofluorocarbones (CFC). On connaît moins les effets résultant d'actions indirectes produites par certains gaz radiativement inactifs comme le monoxyde de carbone, l'ozone et quelques hydrocarbures légers. Les activités humaines contribuent ainsi largement à l'accroissement de la concentration et de la durée de vie des effluents gazeux. Les rejets de CO_2 dépendent de la combustion des matières fossiles (aussi du feu mis volontairement ou non à certaines décharges) et de la réduction sensible de la biomasse, non renouvelée à la suite de la politique de déforestation menée par certains pays. Les autres éléments (hydrocarbures) contribuent aux effets écologiques observés; on a défini un potentiel de réchauffement (GWP) pour tenir compte de leur impact sur l'atmosphère. La dégradation de la couche d'ozone (et ses conséquences à moyen terme pour la santé humaine) a aussi fait l'objet d'un développement antérieur au chapitre production et ACV. Le rôle exact et la contribution individuelle des divers constituants chimiques impliqués dans ces réactions localisées dans la stratosphère, restent encore méconnus à cause des phénomènes de synergie possible.

Les effluents gazeux stagnant dans l'atmosphère peuvent aussi faire l'objet de tests écotoxiques comme celui de la détermination de la **LC₅₀ chez le rat, par voie d'inhalation**. Ce type d'expérimentation, nécessitant des investissements techniques très lourds, rarement justifiés par les situations rencontrées sur le terrain, n'est guère appliqué à la gestion de tels problèmes. On leur substitue des calculs théoriques, réalisés au départ de la composition de l'effluent.

La plupart des composés rejetés dans l'atmosphère (et qui n'appartiennent pas aux familles précitées) se retrouvent *in fine* transférés dans les écosystèmes terrestres (l'eau et les sols), par simple phénomène de déposition humide et sèche. On connaît les effets liés au caractère acide de certains éléments; on peut y ajouter l'ensemble des effets produits sur la faune et la flore terrestre et aquatique. La **phyto-toxicité** (contrôlée par les essais de germination de semences réalisés en présence d'agents polluants), la **génotoxicité** (établie sur base de certaines mutations observées sur des plantes sentinelles) et quelques autres tests annexes permettent de mesurer l'écotoxicité des produits dans les sols, au même titre que les essais toxicologiques conduits sur des espèces spécifiques (ver de terre, mouches ...).

Les effluents liquides de ruissellement (et la pluie) percolent au travers de la décharge et des sols, entraînant la lixiviation de nombreux composés chimiques. L'harmonisation au niveau européen des méthodes d'essais de lixiviation facilite grandement la prise de décision vis-à-vis du traitement des déchets, de leur mise en décharge, de l'épandage sur les sols, du traitement des boues Si l'impact de la percolation des lixiviats dans le sol de la décharge peut être considéré comme nul, en raison de la non utilisation de cette surface et de la relative faible contribution écologique des espèces qui y vivent, il n'en va pas de même pour la contamination des nappes phréatiques. On a précisé antérieurement la méthode des scores applicable aux différents facteurs et paramètres d'exposition et d'effet (paragraphe 2.2). On pourrait compléter cette première analyse par une seconde impliquant les impacts liés au confinement des déchets. L'occupation des sols, l'impact du lixiviat et celui des substances aromatiques présentant des facteurs de risque spécifiques au plan écotoxicologique en constituent les principaux éléments.

La **quantité de matières et déchets** mis en décharge (exprimée en unité de volumes par unité fonctionnelle) représente l'indicateur d'impact le plus important puisqu'il conditionne les deux autres. Le potentiel écotoxique du lixiviat de la décharge peut être évalué sur base de tests aigus ou chroniques comme ceux évoqués plus haut, vis-à-vis d'espèces aquatiques (algues, poissons, daphnies ...).

Les caractéristiques techniques de la décharge (aménagement de fossés, étanchéité des sols, mise en place d'un système de drainage, méthode d'enfouissement ...) interviennent au niveau du calcul de risque, au même titre que l'efficacité du traitement d'épuration appliqué aux lixiviats dans une optique de neutralisation de leurs effets potentiels. La démarche idéale qui consisterait à réaliser des tests en situation réelle est difficilement réalisable. On utilise un **test normalisé de lixiviation des déchets** (la norme AFNOR X31-210) qui détermine l'admission des matériaux dans les décharges de classe 1. Le principe du test consiste à simuler, au niveau du laboratoire, le comportement de déchets enfouis dans une colonne de sol, percolée par une quantité d'eau évaluée sur base des conditions météorologiques locales. On réalise habituellement trois lixiviations sur un même échantillon, avec un rapport massique liquide (eau déminéralisée) / solide (déchets) de 10. Les extraits recombinaison font ensuite l'objet d'une caractérisation analytique au plan qualitatif (composition de la fraction lixiviable des déchets) et quantitatif. Les valeurs limites suivantes ont été fixées par les autorités pour autoriser tout rejet de lixiviat dans le milieu naturel :

- * Acidité : $5.5 < \text{pH} < 8.5$
- * DCO : $< 150 \text{ mg/l}$
- * Teneur en hydrocarbures (norme NFT 90-203) : $< 5 \text{ mg/l}$
- * Phénols : $< 0.5 \text{ mg/l}$
- * Cyanures libres : $< 0.1 \text{ mg/l}$
- * Mercure : $< 0.05 \text{ mg/l}$
- * Arsenic : $< 0.5 \text{ mg/l}$
- * Métaux lourds : $< 15 \text{ mg/l}$ (avec $\text{Cr}^{6+} < 0.1$; $\text{Cd}^{2+} < 0.2$ et $\text{Pb}^{2+} < 1 \text{ mg/l}$)
- * Fluorures : $< 15 \text{ mg/l}$

En tablant sur ces niveaux de concentrations et sur l'existence de décharges "mono-spécifiques" (réception d'un même type de déchets), on peut évaluer l'impact exercé par la **masse de substances lixiviées, rejetées dans les milieux naturels (m_i)** :

$$m_i = C_{i,n} \cdot v_s \quad \text{avec } C_{i,n} : \text{norme de rejet pour la substance } i \text{ (unité : } \text{kg/m}^3 \text{ soit un facteur 1.000 d'amplification par rapport aux données rapportées ci-dessus)}$$

$$v_s : \text{le volume des déchets saturés en eau (m}^3\text{)}$$

Cette équation simplifiée présume que les déchets soient enfouis de la même façon à tous les niveaux de la décharge mono-spécifique, arrosée selon un indice pluviométrique efficace constant. En cas d'absence de données expérimentales sur la valeur du volume de déchets saturés en eau, on peut recourir au volume brut de matières, en négligeant les variations de volume créées par les eaux de percolation. Cette technique fait appel à de nombreuses simplifications mais permet de comparer, du moins en première approximation, les quantités de lixiviats générés par les déchets issus des anthroposystèmes. Ces valeurs peuvent alors être rapportées aux paramètres d'exposition pour préciser les niveaux auxquels sont confrontées les différentes espèces vivants dans l'écosystème contaminé par la décharge.

L'impact des composés organiques issus de la combustion du biogaz est généralement négligé en dépit de la présence d'un hépatotoxique notoire comme le sulfure d'hydrogène et d'hydrocarbures aromatiques thermostables de la famille du benzène (WOOD et PORTER). Connaissant la quantité de **benzène** susceptible d'être libérée lors de la phase de (bio)dégradation du déchet et son indice toxicologique (carcinogène), on peut aisément déterminer son potentiel écotoxique pour diverses espèces exposées de manière directe et indirecte (par le jeu des chaînes trophiques et la relation prédateur-proie).

L'évaluation des impacts écotoxiques issus des décharges ne serait pas complet si on se limitait à l'action des effluents nocifs observés au voisinage immédiat des points de rejet et si l'on tablait sur la dilution rapide des toxiques dans les composantes environnementales pour s'assurer que leurs concentrations tombent spontanément en deçà des seuils de toxicité fixés par les réglementations. On sait aujourd'hui que la plupart des polluants peuvent passer facilement dans l'air; directement sous la forme de gaz, indirectement pour les aérosols produits au départ des liquides à faible tension de vapeur et des solides non sublimables. Le transport à longue distance et le transfert vers des écosystèmes plus lointain deviennent théoriquement possible. A de rares exceptions près, les composés finissent par se retrouver à la surface des sols et (ou) dans l'hydrosphère. La chaîne de transfert se prolongera ainsi vers les espèces qui y vivent. Les paramètres écotoxiques du transfert et du transport des polluants (dégradabilité et solubilité;

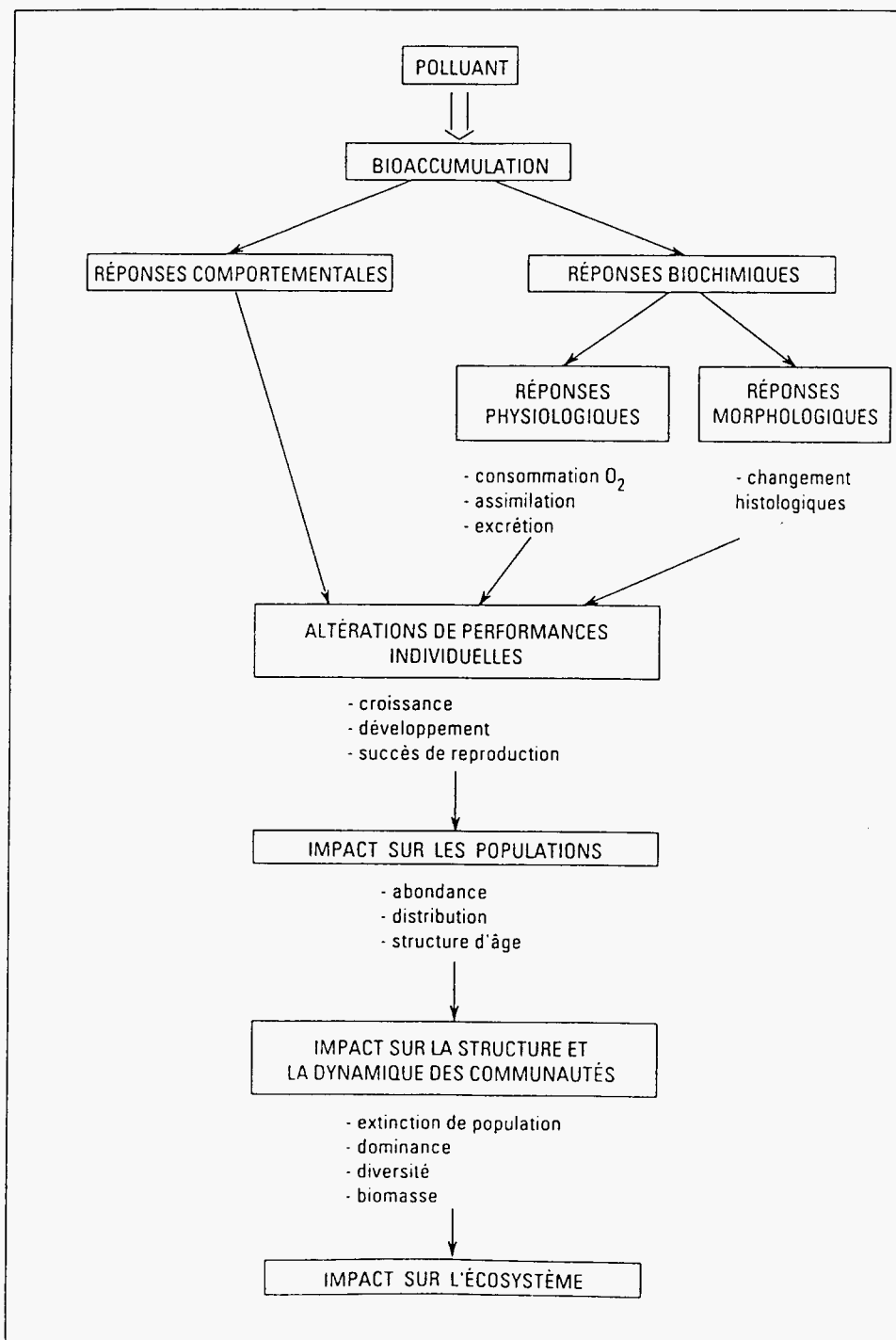
volatilité et dispersion; persistance; bioconcentration au niveau de la chaîne trophique) joueront un rôle essentiel dans l'évaluation des **impacts sur le long terme**. Ces facteurs ont déjà fait l'objet d'analyses antérieures mais deux éléments paraissent devoir jouer un rôle essentiel à ce niveau : **la mobilité et la vitesse de transfert des polluants entre les différents milieux**, traduite par la **fugacité** et la **bioconcentration** par les végétaux et les espèces animales de la chaîne alimentaire.

La fugacité ou plutôt la capacité de fugacité (Z) s'évalue différemment selon le milieu physique concerné : la température (T) et la relation $Z = f(1/RT)$ orientent le transfert de polluants vers l'atmosphère; la **constante de Henry** (H) et la relation $Z = f(1/H)$ régulent le partage des toxiques entre l'air et l'eau; le partage vers les sols obéit à une relation du type $Z = K_p \cdot P_s / H \cdot q$ où K_p est égal au produit de K_{oc} et du **pourcentage en carbone dans le sol**. Dans la relation précitée, K_{oc} représente le **coefficient de partage eau/sol du toxique**; q la **densité du sol** et P_s la **tension de vapeur**. Ces paramètres devraient idéalement faire l'objet d'une évaluation en terme d'impact. Ils ne le font guère dans la mesure où l'échantillonnage pose problème si l'on veut distinguer la variabilité spatiale de la variabilité temporelle. Ces différents modèles ne reflètent pas entièrement la situation de terrain; l'intervention des biotats s'avérant souvent nécessaire pour justifier les données expérimentales. Le phénomène de **bioconcentration** complète alors ces indicateurs de dispersion, particulièrement dans le cas des composés lipophiles de type pesticides ou insecticides (heptachlor, dieldrine ..) ou des métaux solubles. Les concentrateurs biologiques prioritaires pour l'homme sont nombreux : les vaches laitières qui consomment de l'herbe contaminée par des dépôts de poussières et par l'eau des sols; la viande, les poissons et crustacés ainsi que les légumes et autres végétaux intermédiaires (phytoplancton, oléagineux ...).

Plusieurs modèles ont été proposés pour quantifier les phases de transfert des polluants dans les réseaux trophiques (pyramides de la biomasse et d'échanges avec effets neutres, d'amplification ou de diminution). La détermination du facteur de transfert (F_t), sur base de paramètres difficilement accessibles, constitue un obstacle majeur au plan pratique; on lui préfère un indice simple comme la **liposolubilité** qui, exprimée par le **coefficient de partage octanol/eau**, convient parfaitement pour évaluer un risque écotoxique à grande échelle. Son rapport direct avec le facteur de bioconcentration, exprime clairement le transfert et le risque de bioamplification de la pollution comme cela a déjà été démontré plus avant dans cette étude. La bioconcentration pourrait aussi faire l'objet d'une cotation de type "tout ou rien"; on lui attribuerait un score de 2 pour les composés métalliques solubles et les substances organiques caractérisées par un coefficient de partage octanol/eau supérieur à 3. Pour les autres cas, le poids du facteur "bioconcentration" resterait nul.

Ces différents paramètres, fixant le potentiel écotoxique des substances et des effluents gazeux et liquides émis par une décharge, complètent ceux décrits antérieurement; les méthodes de scores s'appliquant à la plus grande majorité d'entre eux. On prendra ainsi successivement en compte le potentiel écotoxique de l'exposition et des effets enregistrés pour les différents produits entrant dans la composition des déchets, des effluents gazeux (biogaz) et liquides (lixiviats) ainsi que ceux associés au confinement des matières (quantités). Une méthode d'agrégation des scores a été proposée pour les paramètres d'exposition et d'effet à une substance; **les méthodes décrites au paragraphe précédent** (paragraphe 2 - analyse des impacts toxiques pour l'homme) **restent également d'application si l'on privilégie les indices d'écotoxicité** (LC_{50} aquatique; IC_{50} : concentration d'inhibition de la motricité dans 50% de la population testée; TL_{50} : temps léthal moyen pour lequel on enregistre la perte de 50 des individus exposés à une dose déterminée;

CE50 : concentration efficace provoquant 50% d'inhibition ou de diminution de la fécondité observée chez certaines espèces ...) **et si l'on donne plus de poids aux indicateurs d'impacts écotoxiques** rapportés ci-dessus (dégradation, persistance, transfert et transport des polluants). Ceci s'applique également à d'autres indices complémentaires comme ceux qui affectent la croissance des végétaux, la productivité ou encore tout élément exerçant une action délétère sur le fonctionnement et l'équilibre naturel de l'écosystème. Le tableau ci-après, (figure 14 repris de l'ouvrage de F.RAMADE - Précis d'écotoxicologie pp 84), illustre la chaîne d'effets et leurs conséquences aux différents niveaux d'intégration de la composante biotique d'un écosystème contaminé. Tous ces éléments interviennent directement sur la contribution du facteur "écotoxicité" et donc sur le score proposé pour le terme "toxicité" mais ils ne modifient pas fondamentalement le processus dégagé plus haut pour la détermination du risque et sa gestion.



— Schéma général des modalités d'action d'un polluant sur un écosystème.

4. Autres approches méthodologiques de l'évaluation de l'impact environnemental des déchets

D'autres propositions ont été formulées qui pourraient également s'appliquer, en tout ou en partie, à l'évaluation de la gestion du risque lié à la problématique de la mise en décharge des matériaux. On pourrait classer ces méthodes en fonction des objectifs poursuivis à l'origine : le traitement et la remédiation des sites pollués avec comme critères d'évaluation la santé et la protection de l'environnement ou encore la classification des substances toxiques dans l'optique d'un programme d'évaluation du cycle de vie des produits mis sur le marché.

4.1. Evaluation des priorités à donner dans la remédiation des sites pollués

Le document publié par K.E.Kelly dans les Proceedings du Fourth Conference on Toxic Substances qui s'est tenue à Montreal en avril 1990 (voir le texte intégral en Annexe) fait le point sur les solutions proposées dans l'évaluation objective de la remédiation des sols contaminés. On retrouve, au niveau de l'analyse technique, les principaux éléments évoqués plus haut : la toxicité et l'écotoxicité (en différenciant les cibles, les voies d'exposition, le type d'intoxication en isolant la carcinogénicité des autres effets...), les quantités, les propriétés de persistance et de bioaccumulation ... Des paramètres méthodologiques spécifiques comme l'objectivité, la maniabilité des données, la flexibilité et le coût du traitement analytique sont également pris en compte au même titre que les indicateurs propres au site et aux différents média contaminés.

Deux approches stratégiques distinctes mais complémentaires ont été proposées : l'une basée sur une évaluation **absolue** de la situation, l'autre sur une évaluation **relative** des phénomènes.

L'évaluation **absolue** se fonde sur des concentrations pré-établies pour chacun des agents polluants d'un milieu déterminé et qui, indépendamment du site, ne peuvent être dépassées. Ce critère a l'avantage de la simplicité (aussi bien dans son établissement que dans son contrôle d'application). Il évite les problèmes d'incertitude tout en apparaissant de prime abord objectif et scientifiquement équitable. La non prise en charge des caractéristiques du site présente toutefois un sérieux désavantage en terme de sur-(ou de sous) évaluation de la protection à donner et des coûts supportés par les collectivités. Divers organismes nationaux (Environment Canada) ont montré les limitations de tels modèles notamment en terme de choix des valeurs. Les comparaisons effectuées entre divers organismes nationaux : hollandais (système ABC), français, canadiens (Alberta, Ontario) et britanniques (système Harwell) le prouvent à suffisance. Le système hollandais implique un tri orienté vers trois catégories :

A : les contaminants au niveau du bruit de fond (limites de détection)

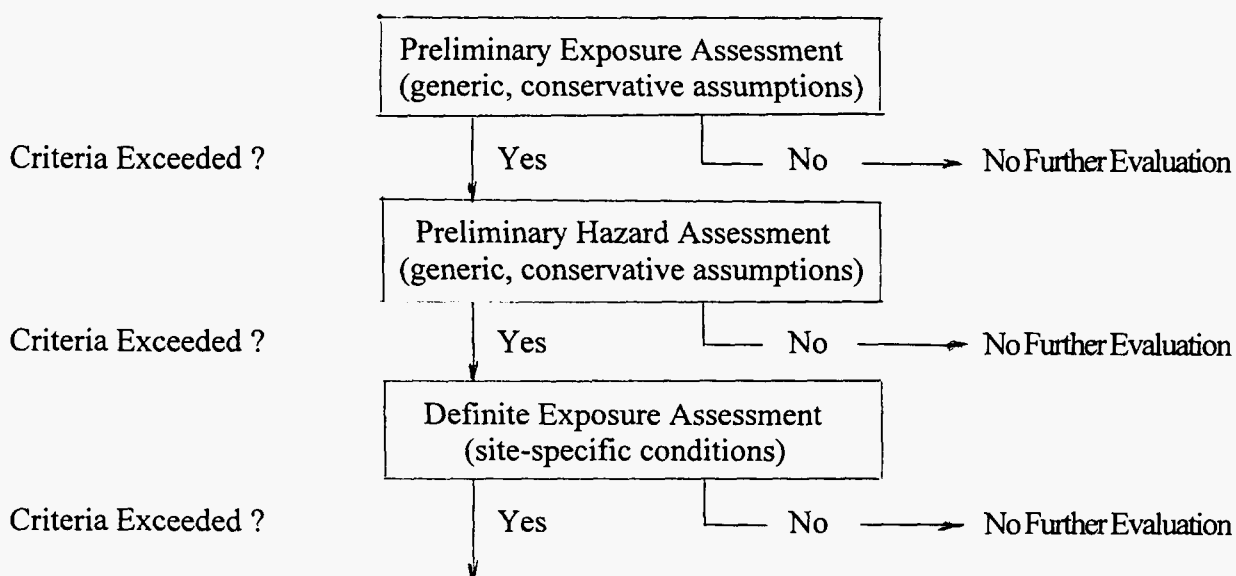
B : les contaminants à niveau modéré (analyses détaillées)

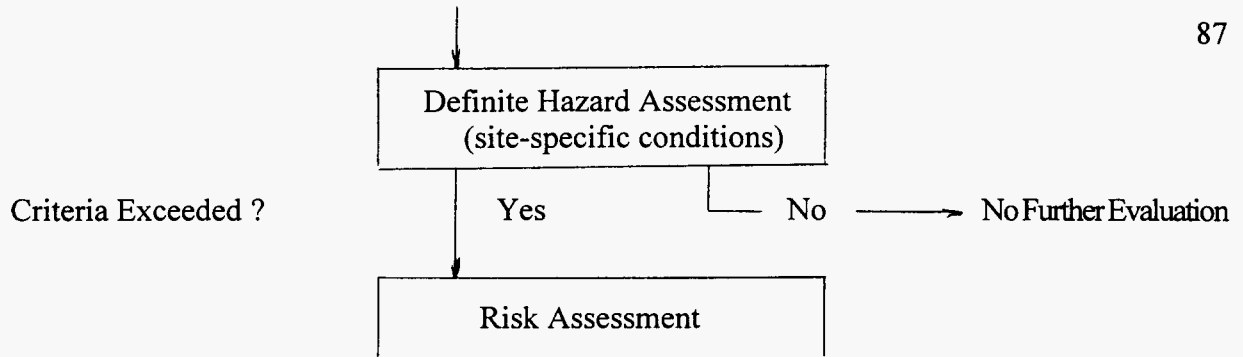
C : les contaminants à des niveaux dangereux (avec mise en place de mesures correctives)

Aucune base scientifique sérieuse n'existe aujourd'hui pour établir les critères de choix de tels niveaux de concentrations, pas même pour ceux du bruit de fond (pour les PCB, le niveau est zéro; est-il pour autant réaliste en certaines circonstances ? pour certains éléments métalliques, le niveau naturel peut parfois dépasser les normes recommandées par divers organismes de tutelle !!). Le rapport Harwell admet bien que le choix des valeurs limites repose sur un "jugement professionnel" (Département de l'Environnement 1987). Encore faudrait-il tenir compte de l'attribution future des sols contaminés pour opérer de telles sélections.

L'évaluation **relative** du risque qui implique les conditions d'exposition et les caractéristiques des sites pollués génère davantage de données efficaces et scientifiquement défendables. La complexité du modèle, liée à la gestion des nombreux critères précités, constitue son principal désavantage si l'on ne recourait pas à des moyens informatiques mettant en jeu des stratégies élaborées en particulier pour quantifier la probabilité d'apparition d'effets délétères résultant d'une exposition aux agents toxiques. Plusieurs modèles d'évaluation ont ainsi été proposés (The US Army's Preliminary Pollutant Limit Values (PPLV); the US EPA's risk Assessment Guidance for superfund (USEPA) ...). Chacun, quoique rigoureusement établi, impose un long apprentissage et du temps pour sa mise en oeuvre.

Un des offices canadiens de l'environnement (Canadian Council of resource and Environmental Ministers : CCREM) recommande une troisième méthode **combinant les deux voies** évoquées ci-dessus. Deux modèles ont été développés qui font intervenir ces deux techniques d'évaluation. Le modèle canadien AERIS (Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites) et le modèle européen HESP (Hazard Assessment of Chemical soils) proposé par le European Chemical Industry Ecology and Toxicology Center. Les deux, quoique très onéreux, sont aujourd'hui accessibles commercialement. Comme tout modèle informatisé, on peut regretter l'absence de documentations sérieuses sur certains aspects et calculs, en particulier au niveau de la gestion de la dégradation des produits et des conséquences toxicologiques de tels process. Dans le modèle canadien, certaines valeurs ADI (acceptable daily intake) proposées reposent sur des expérimentations animales (rongeurs) réalisées sur du court terme alors qu'elles sont appliquées à l'évaluation de conséquences toxicologiques pour l'homme, sur le long terme. Il faut noter que le centre européen d'écotoxicité et de toxicité des produits chimiques vient de publier dans sa revue ECETOC (Technical Report N°68 de 1995) quelques directives et recommandations formulées dans l'utilisation des paramètres et facteurs appliqués en vue de transposer des données issues de l'expérimentation animale vers l'homme et pour la prise en charge de l'extrapolation des données du court- vers le long terme. Le modèle canadien fait également appel à des données de type occupationnel qui n'ont qu'un lointain rapport avec la toxicité humaine, établie pour l'ensemble de la population. HESP est plus complet que le modèle canadien car il implique la prise en compte des principales voies d'exposition et d'un plus grand nombre de données techniques concernant le site pollué. Structuré en arbre de décision, il fait la distinction entre l'estimation du danger et du risque selon le schéma suivant (dans les termes d'origine):





Les données obtenues dans l'évaluation de l'exposition et du danger sont comparées à des valeurs maximales tolérables (MTEL's : Maximum Tolerable Exposure Levels) qui ne sont rien d'autre que des valeurs NOAEL's modifiées par un facteur d'incertitude. C'est une façon de procéder qui s'est considérablement répandue au cours de ces dernières années. L'évaluation du risque, qui fait davantage intervenir le jugement et l'expertise du scientifique, ne fait pas partie intégrante du logiciel. Le modèle fonctionne avec un nombre restreint de données (mesurées plutôt qu'estimées) et sa finalité consiste à générer les informations nécessaires à l'évaluation de l'acceptabilité du risque avec ce que cela implique au plan socio-économico-politique.

4.2. Classification des substances toxiques sous l'angle de l'évaluation du cycle de vie des produits

L'article publié par J.Guinée et R.Heijungs dans *Chemosphere* Vol.26 N°10, pp 1925-1944 (1993) (voir Annexe) apporte un complément d'information sur l'évaluation des risques en approchant le problème sous l'angle de l'agrégation des données. L'estimation de l'impact provoqué par des émissions chimiques potentiellement toxiques se traduit en terme de **score de toxicité humaine** (une seule valeur) et de **scores d'écotoxicité** (deux données). La technique d'agrégation des critères d'impact repose sur le modèle multi-environnemental de MacKay qui simule le comportement des toxiques dans l'environnement et fait appel aux paramètres ADI, TDI (tolerable daily intake) et NOEC (no observed effect concentration) pour chacune des substances concernées. Le modèle recommande l'utilisation de produits de référence comme c'est le cas dans le calcul du pouvoir d'action sur la couche d'ozone (Ozone Depletion Potential) ou encore sur l'effet de serre (Global Warming Potential).

Une analyse critique, plus détaillée de ce modèle, est évoquée au paragraphe H car elle concerne davantage l'agrégation des indicateurs d'impacts (éco)toxicologiques.

G. TOXICITE DES MELANGES CHIMIQUES

1. Introduction

Les différentes stratégies d'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques, évoqués tout au long de ce rapport, font intervenir une série d'indicateurs économiques, (éco)toxicologiques et physico-chimiques dont la contribution peut s'évaluer sur base de données administratives, d'études ou de tests spécifiques mis au point dans ce but mais réalisés dans plus de 95% des cas sur un seul composant chimique. Chacun connaît aujourd'hui les limites d'utilisation de certaines données toxicologiques, en particulier celles qui servent à prédire les effets et conséquences (éco)toxiques sur base des relations dose-réponse, utilisées pour apprécier le niveau d'impact potentiel d'une seule substance chimique. L'extrapolation des fortes aux faibles doses et des données animales à l'homme représentent déjà de fameux défis; que dire alors de la gestion des interactions biochimiques pouvant survenir entre agents chimiques, toxiques ou non ? que dire de la sensibilité et de la susceptibilité des personnes face à une exposition multiple ? Sur le terrain, on se trouve, **en toutes circonstances**, confronté aux nombreux et difficiles problèmes posés par les mélanges de composés organiques et minéraux. Il faut bien avouer que la littérature scientifique reste relativement discrète sur la gestion des questions toxicologiques soulevées par les matrices complexes.

Les interactions pouvant exister entre les produits du mélange peuvent modifier la réponse toxique individuelle de chacun des constituants. La question essentielle réside dans le fait de savoir si la toxicité résultante correspond ou non à la somme des effets exercés par les uns et les autres. Pour de multiples raisons, il y a tout lieu de penser que la réponse à cette question est négative. La première cause réside dans la différence des cibles atteintes par les multiples constituants du mélange d'agents toxiques; il n'est guère possible de combiner une action exercée par un hépatotoxique et un neurotoxique comme il n'est pas réaliste de comparer les activités mutagéniques ou carcinogéniques d'un composé avec les effets induits au niveau rénal. Les concentrations ou les doses peuvent se combiner, pas les toxicités sauf si les activités exercées par les différents produits concernent un seul type de cibles biologiques. L'expérience a clairement démontré que les activités résultantes pouvaient aussi se traduire par une augmentation (synergie, promotion) ou une diminution (antagonisme, inhibition) sensible des effets évalués sur base de la règle de simple additivité. On enregistrerait alors une sous- ou une surévaluation des risques.

Les interactions entre composés chimiques, au niveau toxicologique, restent très méconnues en dépit des efforts réalisés par les laboratoires de recherche et leur prise en compte se traduit sur base de facteurs de sécurité et d'incertitude. Transitoirement, en attendant mieux, **une série de mesures ont été proposées pour gérer ces questions** qui pourraient modifier sensiblement les données du problème (même pour les techniques basées sur les scores telles qu'évoquées plus haut). La gestion des mélanges se traite différemment selon la nature des effets engendrés. Pour la plupart des composés chimiques appartenant à une même classe (métaux, pesticides, herbicides, solvants ...), **on accepte la règle d'additivité** en prenant soin de ne pas négliger la prise en charge d'un composé toxique présent en faible teneur dans le mélange. Cette règle trouve son fondement dans le fait que de faibles concentrations en produits, situées en dessous des seuils d'exposition et d'effet (en dessous même des niveaux de saturation des systèmes enzymatiques responsables de la phase de détoxification), ne devraient pas interférer sur les mécanismes mis en jeu dans une intoxication liée à une autre substance. La réglementation actuelle qui impose une caractérisation aussi complète que possible des déchets industriels dangereux et toxiques

trouve là aussi sa pleine justification. C'est une des raisons qui ont amené les chimistes à recommander l'utilisation de méthodes analytiques universelles, sensibles et spécifiques permettant l'identification et la quantification de la plus grande majorité des composés, même en faibles teneurs. La spectrométrie de masse (ICP-MS pour les inorganiques et GC(LC)-MS pour les substances organiques) répondent parfaitement à ces critères.

Pour ce qui est des **produits appartenant à la classe des oncogènes potentiels** (classe 1 et 2A mais aussi 2B), **la règle d'additivité peut être de mise pour calculer le facteur de risque de cancer sur la durée de vie mais elle doit faire l'objet d'un contrôle ou d'une vérification par des moyens appropriés**. Pour des raisons financières évidentes, on se limite aux méthodes de contrôle basées sur des données épidémiologiques, statistiques et moléculaires, exploitables par des logiciels d'application. Les développements récents de la biologie moléculaire, par la mise en place et la reconnaissance de nouveaux biomarqueurs, sensibles et spécifiques, devraient permettre de valider et d'affiner ces outils d'aide à la gestion du risque toxique, en particulier au plan des mélanges. Le concept de "promotion" ou de "co-toxique" (cotoxicant chez les anglo-saxons) est aujourd'hui associé à un effet synergique significatif, induit lors d'une exposition aiguë, chronique ou accidentelle à un agent toxique, en présence de traces infimes mais continues de plusieurs autres produits chimiques. Des tests spécifiques permettent d'apprécier de tels comportements en dépit de critiques ou de controverses émises au plan de l'établissement des protocoles expérimentaux.

2. Le modèle ISS (Integral Search System) développé par l'EPA pour l'évaluation du risque carcinogénique dans le cas des mélanges de constituants chimiques (F.Di Carlo et al. Drug Metabolism Reviews 26(4) 685-715 (1994))

Ce modèle mathématique implique deux éléments : le premier consiste à calculer le **risque de cancer** (Inherent Cancer Hazard : **IH**) en cas d'exposition à un mélange de composés, en partant du principe de la simple additivité; le second évalue le **poids des interactions** possibles sur base d'un quotient (Weighting Factor : **WR**) établi en analysant et en pondérant l'impact respectif puis cumulé de chacune des interactions produites entre les combinaisons binaires de paires de composés dûment identifiés et/ou de leurs familles chimiques respectives.

Tablant sur des concentrations en produits carcinogènes infimes (en dessous des valeurs détectables ou de celles rapportées au niveau des relations expérimentales dose-réponse), le calcul de IH implique que l'effet global, induit par les différentes substances du mélange, résulte d'une combinaison arithmétique des effets calculés individuellement pour chacun des produits. Devant l'impossibilité d'appliquer la relation classique prenant en compte la somme des effets individuels, calculés sur base du produit de la concentration par le pouvoir carcinogène respectif de chaque composé, l'effet résultant global est estimé en sommant les indices de carcinogénicité des différentes substances du mélange. Le **Facteur de Pente** de la relation dose-réponse (q_1^*) constitue le meilleur des indicateurs potentiels; il est accessible, selon la voie d'entrée concernée, dans les principales bases de données. En cas d'absence de données expérimentales, on peut toujours se référer aux résultats fournis par une analyse SAR (structure-activity relationship; voir la publication de Yin-Tak Woo et al. dans Toxicological Letters (1995)) pour fixer de manière transitoire la capacité oncogénique de substances fortement suspectées de carcinogénicité. Un logiciel expert (OPPT Cancer Expert System OncoLogic) est en cours de développement à l'EPA. Des tableaux de correspondance entre les valeurs respectives de q_1^* et les niveaux de risque, exprimés en unités exponentielles de risque ont été établis sur base de l'analyse exhaustive

de 134 molécules carcinogènes. Ils permettent de calculer la valeur IH du mélange (la concordance des données facteurs de pente/unité exponentielle de risque a déjà été présentée). L'évaluation du poids des interactions possibles entre les divers constituants du mélange fait intervenir l'ensemble des données expérimentales, accessibles dans la littérature, précisant le type et l'intensité des effets observés entre composés (de produit à produit) et ceux que l'on pourrait attendre sur base d'interactions produites entre les différentes familles (ou classes) de substances. Quatre types d'interaction, en complément de l'additivité simple, feront l'objet d'une évaluation systématique: la **synergie** (Syn); la **promotion** (Pro); l'**antagonisme** (Ant) et l'**inhibition** (Inh). Les deux premières représentent la catégorie des mécanismes d'amplification du risque; les deux dernières celle de la réduction. En fonction du poids respectif de ces facteurs, la valeur calculée pour IH sera corrigée vers le haut ou vers le bas.

A cet effet, le logiciel analyse tous les types d'interactions possibles entre les n constituants du mélange [le nombre d'interactions $N = (n)(n-1)/2$]; il les évalue en terme de "hits" : H_A pour celles établies entre paires de composés chimiques (interaction nom par nom ou "named pairs") et H_B pour celles qui affectent un composé et une molécule appartenant à une famille de substances présentant une relation de structure ou de fonction similaire ("class pair"). La prise en compte des valeurs de H_A dans le calcul du facteur du poids des interactions (WR) pèse évidemment d'un poids plus significatif que celles des valeurs H_B . Pour chaque type d'interaction (Syn, Pro ...), on calcule l'effet résultant du mélange :

$$H_{\text{Effet Syn}} = H_{A,\text{Syn}} + H_{B,\text{Syn}}$$

Le poids global des interactions possibles est représenté par le rapport entre les effets résultants des mécanismes d'amplification (Syn et Pro) et de réduction du risque (Ant et Inh) comme l'indique la relation suivante :

$$WR = \frac{\text{Effets issus des interactions à caractère amplificateur}}{\text{Effets issus des interactions à résultante réductrice}}$$

Dans ces conditions, la valeur de WR peut se calculer comme suit :

$$WR = \frac{1 + (pH_{\text{Syn}} + qH_{\text{Pro}})}{1 + (rH_{\text{Ant}} + sH_{\text{Inh}})} \quad \text{où } p, q, r \text{ et } s \text{ représentent des coefficients empiriques de modification du risque}$$

La présence du chiffre 1 au numérateur et dénominateur de la fraction a pour objet de fournir, en toutes circonstances, une valeur réaliste de WR; que les interactions se traduisent par zéro ou par un nombre infini en cas d'absence, même partiel, de données. Dans ce cas, $WR = 1$ ce qui équivaut à la non intervention du poids des interactions (ou à un équilibre entre la contribution des composantes amplificatrice et réductrice du risque).

Tablant leurs propositions sur les données de la littérature et de leur approche conceptuelle du problème des mélanges et des interactions possibles entre éléments, les auteurs du modèle suggèrent les valeurs suivantes pour les paramètres p , q , r et s :

$$p = 0.3 ; \quad q = 0.7 ; \quad r = 0.3 \text{ et } s = 0.6$$

La valeur de ces coefficients pourraient toutefois évoluer en fonction de la situation, de l'utilisation du modèle et de la compilation des données expérimentales collectées sur le terrain. Substituant H_{Effet} par ses termes combinés, on arrive à l'équation globale :

$$WR = \frac{1 + p (H_{A,\text{Syn}} + H_{B,\text{Syn}}) + q (H_{A,\text{Pro}} + H_{B,\text{Pro}})}{1 + r (H_{A,\text{Ant}} + H_{B,\text{Ant}}) + s (H_{A,\text{Inh}} + H_{B,\text{Inh}})}$$

$H_{A,\text{Syn}}$: représente le nombre d'interactions par paires de noms pour les effets synergiques;
 $H_{A,\text{Pro}}$: représente le nombre d'interactions par paires de noms pour les effets promoteurs;
 $H_{A,\text{Ant}}$: représente le nombre d'interactions par paires de noms pour les effets antagonistes;
 $H_{A,\text{Inh}}$: représente le nombre d'interactions par paires de noms pour les effets inhibiteurs;

$H_{B,\text{Syn}}$: représente le nombre d'interactions ajustées par classes pour les effets synergiques;
 $H_{B,\text{Pro}}$: représente le nombre d'interactions ajustées par classes pour les effets de promotion;
 $H_{B,\text{Ant}}$: représente le nombre d'interactions ajustées par classes pour les effets antagonistes;
 $H_{B,\text{Inh}}$: représente le nombre d'interactions ajustées par classes pour les effets d'inhibition.

A titre d'exemple, voici les valeurs de WR calculées pour les mélanges suivants :

Benz(a)anthracène; benzo(a)pyrène
 7,12-diméthylbenz(a)anthracène
3,9-diméthylbenz(a)anthracène et pyrène WR = 0.63

Benz(a)anthracène; benzo(a)pyrène
 7,12-diméthylbenz(a)anthracène
Cyclopenta(cd)pyrène et pyrène WR = 0.81

Benz(a)anthracène; benzo(a)pyrène
Hydroxytoluène butylé (BHT)
2,3,7,8 TCDD et diéthylnitrosamine WR = 1.50

Benz(a)anthracène; croton oil
Phénol, pyrène et uréthane WR = 2.52

En combinant les données expérimentales obtenues au moyen d'un logiciel d'évaluation de IH et WR, on peut calculer le score relatif du risque de carcinogénicité du mélange de composés en multipliant la valeur IH (traduite en unités d'indices exponentiels) par WR. La valeur numérique résultante (Indice exponentiel de poids du risque) sert de base au classement du risque toxique.

L'impact calculé pour un mélange hypothétique présentant une valeur initiale de IH (somme des pentes de 10^0) conduirait aux résultats suivants, pour différentes valeurs de WR :

Somme des pentes	WR	Indice WR corrigé	Niveau de risque
1×10^0	0.7	3.57	Marginal
1×10^0	1.0	5.10	Faible-moderé
1×10^0	1.5	7.65	Moderé
1×10^0	1.7	8.67	Elevé-moderé
1×10^0	2.0	10.20	Elevé

Une valeur initiale WR de 0.7 indique une prépondérance d'effets antagonistes et inhibiteurs avec comme conséquence pratique un faible niveau de risque alors qu'une valeur de 2.0 signifie, pour un même mélange, un niveau élevé de danger si les effets synergiques et promoteurs l'emportent. La différence d'écart porte sur des ordres de grandeurs ce qui en accroît la signification. Le logiciel développé par l'EPA (ISS Integral Search System) permet de combiner des recherches différentes et de changer le poids respectif des différents paramètres (p,q, r et s) au gré des situations. Il a été testé, avec succès, sur des données propres à différents sites de déchets industriels, identifiés comme prioritaires dans le système de classification de la Loi du Superfund américain. Il est en mesure d'établir, en quelques minutes, le poids des interactions possibles pouvant exister entre plusieurs dizaines de paires de composés carcinogènes ou non. De ce point de vue, on ne peut que déplorer le manque de données quantitatives disponibles au plan des relations doses-réponses et qui traduisent le comportement réel d'agents carcinogènes en mélange. La liste des produits non carcinogènes (> 1.000) impliqués dans le calcul des interactions par classes (> 60) s'allonge également lors de chaque mise à jour du programme; ce qui permet d'ores et déjà de gérer un fichier centralisé d'actions potentielles, observables. Bien évidemment, ISS ne constitue qu'un outil supplémentaire d'aide à la gestion du risque carcinogénique mais, en dépit de ses propres facteurs d'incertitudes, il représente une approche originale dans la manière d'aborder le délicat problème des impacts toxiques résultant de l'action combinée de multiples constituants présents dans une matrice complexe. On peut espérer que la recherche scientifique et la standardisation des méthodologies expérimentales fourniront, sous peu, les éléments de réponse aux questions et incertitudes qui limitent encore la portée de tels outils.

H. AUTRES METHODOLOGIES D'EVALUATION COMPARATIVE DE L'IMPACT (ECO)TOXICOLOGIQUE DANS L'OPTIQUE A.C.V.

RECOURS A L'INFORMATIQUE POUR LA GESTION DES INDICATEURS D'IMPACTS (ECO)TOXICOLOGIQUES

Ce paragraphe est consacré à une analyse critique du travail de J. Guinée et de R. Heijungs (voir en Annexe l'intégralité de leur article publié dans *Chemosphere* en 1993) qui a servi de fondement à la prise en compte du poids des impacts (éco)toxiques dans le modèle CML qu'ils proposent comme voie d'approche pour une analyse ACV (voir le rapport principal : L'ACV, outil d'aide à la décision industrielle ?). Il faut, en effet, savoir que seules 3 des 16 méthodes proposées jusqu'ici, font intervenir les impacts (éco)toxiques : CML(1992), INSA(1993) et NOH : "Eco-Indicator" (1995). Il apparaît dès lors important d'apprécier la véritable signification des facteurs pris en charge et leur niveau d'utilisation tout en les replaçant dans un contexte où l'on ne perd pas de vue que l'ACV comporte un aspect de globalisation portant sur trois phases : la production, la consommation et le suivi environnemental des produits.

L'analyse structurelle des composantes intervenant dans le processus d'évaluation fait intervenir divers éléments comme la définition des objectifs, l'inventaire de l'existant, la classification, l'évaluation analytique des filières (en terme d'opinion) et les voies et moyens d'améliorations possibles. Les trois derniers éléments se rapportent directement ou indirectement aux problèmes environnementaux tout en négligeant un aspect fondamental de la question : les impacts en terme de risque pour la **santé des travailleurs**. C'est un facteur essentiel de l'analyse du dossier, un peu trop négligé, à notre idée, dans les techniques d'évaluation du profil ACV d'un produit.

La **classification** rassemble les données à caractère environnemental, se rapportant à l'extraction des matières premières, à la production du matériau commercialisé et aux émissions polluantes. Pour ces dernières, la multiplication des émissions par un **facteur de classification**, établi en fonction du type de problème environnemental observé et rapporté à l'unité de masse de substance émise, constitue le fondement "scientifique" de l'évaluation des **impacts potentiels** (et non réels) sur l'environnement.

L'effet de serre (GWP), l'action sur la couche d'ozone (ODP et POCP), l'acidification et l'eutrophisation des eaux sont les principaux facteurs pris en compte au niveau de la classification des effets environnementaux. La plupart de ces "impacts" s'évaluent de manière relative (par comparaison avec un composé de référence), sur base d'une **propriété physico-chimique dûment identifiée** car ils résultent de la mise en oeuvre de mécanismes d'actions simples et immuables si on les compare à ceux rencontrés dans les processus d'intoxication observés sur les organismes vivants. Au plan de la toxicité, les auteurs distinguent très justement la **toxicité humaine** des **effets écotoxiques** car ces derniers impliquent de nombreuses espèces qui réagissent souvent de manière indépendante les unes des autres. Pour cette raison, on fera davantage appel aux données expérimentales établies à la suite d'**essais** ou d'**études spécifiques** réalisées sur des **modèles biologiques** appropriés (avec toutes les difficultés ou les limites résultant des approximations méthodologiques et des extrapolations inter-espèces). Dans la mesure du possible, ces données (éco)toxiques devraient idéalement intégrer les processus de biodégradation et de dispersion des agents polluants (l'échelle spatio-temporelle de l'évolution des produits) qui peuvent affecter directement les niveaux d'exposition mais il s'agit là d'un vœu pieux, quasi irréalisable dans la pratique, au même titre d'ailleurs que la gestion des problèmes

liés aux mélanges. L'approche des "volumes critiques" ne constitue de ce point de vue qu'un pis aller, peu significatif et loin de la réalité des choses s'il ne fait pas l'objet d'une approche plus approfondie. Toute réponse simpliste doit être rejetée pour de tels sujets.

Les auteurs de l'article recommandent une stratégie très complexe faisant intervenir, pour chaque substance chimique, **un indice de toxicité humaine**, HTP (Human Toxicity Potential) et **deux indices écotoxicologiques** TETP (Terrestrial ecotoxicity Potential) et AETP (Aquatic Ecotoxicity Potential).

L'évaluation de l'émission d'une substance chimique dans un milieu environnemental (aussi appelé compartiment) doit se faire en terme relatif et par comparaison avec une **substance de référence** (m_t) :

$$m_t = L_{\text{subs,comp}} \times m_{\text{subs,comp}}$$

où $L_{\text{subs,comp}}$: le facteur de classification d'une substance "subs" initialement émise dans le compartiment "comp". Il représente la contribution potentielle, en terme de toxicité humaine, terrestre ou aquatique, d'une unité de substance "sub" par rapport à l'action qu'exercerait une unité de produit de référence émise dans le même compartiment

$m_{\text{subs,comp}}$: l'émission de la substance "subs" dans le compartiment "comp"

La méthode de calcul applicable à l'évaluation des trois potentiels proposés ci-dessus s'avère identique; chacune fait intervenir deux composantes : une composante **exposition** (interaction entre une dose et un récepteur exposé l'homme ou l'écosystème) et une composante **effet** (réponse de la dose d'exposition sur le récepteur). La voie d'entrée du toxique sera prise en compte pour chacune de ces composantes et ce, pour chaque substance ainsi que pour le composé de référence servant d'étalon à l'évaluation des divers potentiels : HTP pour l'homme; TETP et AETP pour l'écosystème.

Le principe général repose sur des modèles multi-média comme ceux développés par Mackay (level II et III). Le flux de polluants émis est ainsi distribué dans un environnement "standard" prédéfini ("unit world") où il atteint un état d'équilibre réparti entre les divers compartiments, à la suite d'une série d'événements où interviennent des mécanismes aussi différents que l'(ad)sorption, la déposition, l'évaporation, la lixiviation et la dégradation. Seules, les concentrations à l'équilibre seront prises en compte dans l'évaluation du risque qui, par la force des choses, ne concerne que le moyen et le long terme. La toxicité aiguë (les accidents) est ainsi clairement exclue de tels modèles.

Le modèle de Mackay a recours aux équations linéaires ce qui implique que les vitesses de distribution et de disparition des produits varient en fonction des concentrations en substrat et non les coefficients de partage et la demi-vie. Ceci constitue un des inconvénients du modèle si l'on veut se rappeler que la plupart des réactions de biotransformation des xénobiotiques fonctionnent par voie de saturation enzymatique (de type Michaelis-Menten) et non par modèle linéaire.

Le modèle de Mackay ne peut s'appliquer directement aux émissions polluantes dans le cadre du cycle de vie qui incorpore une notion de temps très élargie (la durée de vie d'un produit) par

rapport à celle évoquée dans la majorité des modèles cinétiques (quelques heures). La solution qui consiste à se choisir un composé de référence et de calculer, pour chaque substance, un facteur de classification (sans dimension) permet de gérer, du moins partiellement, cette difficulté. Ce n'est qu'en première approximation seulement que l'on peut imaginer que l'effet toxique d'un produit (T_{subs}) soit linéaire et réponde à la relation suivante :

$$T_{\text{subs}} = K_{\text{subs}} \times \Phi_{\text{subs}} / \text{NEL}_{\text{subs}}$$

où K_{subs} = une constante issue d'un modèle d'exposition (fonction de propriétés comme la durée de vie, les coefficients de partage en fonction des voies d'exposition ...)

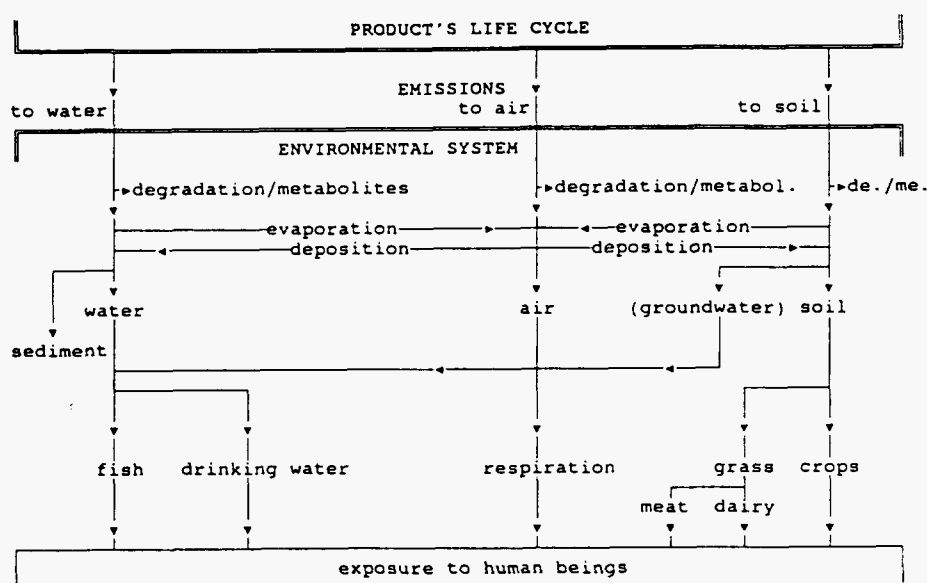
Φ_{subs} = le flux de la substance ($\text{kg} \cdot \text{jour}^{-1}$) (fonction du modèle environnemental multimédia qui devrait tenir compte de l'émission de la substance au cours du cycle de vie mais aussi de sa dégradation et de son partage entre les différents milieux). Ce flux est défini sur base d'une relation avec la quantité massique de composé (m_{subs}) émise durant une unité de temps t ($\Phi_{\text{subs}} = m_{\text{subs}} / t$)

NEL_{subs} = valeur d'effet nul du produit considéré vis-à-vis d'un récepteur

La valeur "t" n'étant pas spécifiée, les auteurs de l'article pensent tourner la difficulté en exprimant cette valeur de t pour la substance de référence et en la remplaçant dans l'équation de base rapportée ci-dessus. On peut ensuite calculer la quantité de produit de référence qui pourrait induire un effet toxique équivalent à celui qui serait enregistré pour la substance étudiée et causé par une émission de m_{subs} . La manière de prendre en compte la nature de l'effet toxique n'est pas précisée à ce niveau du modèle ce qui constitue une lacune d'importance en toxicologie. Quand on sait qu'un même produit peut se distribuer parfois très différemment sur des récepteurs et des cibles biologiques et qu'il est susceptible d'induire des effets dont l'intensité est modulable sous l'action de paramètres individuels et environnementaux, on se rend mieux compte que l'on atteint les limites de praticabilité de tels modèles. Le nombre élevé des approximations, la validité (??) des diverses hypothèses de travail, la non prise en charge de la grande variabilité des comportements biologiques et des réponses y afférent s'opposent à l'application de ces équations qui tentent de réguler, contre nature, une discipline aussi complexe que la toxicologie.

Le modèle mathématique proposé par Guinée et Heijungs se complique encore pour tenter de gérer la nature du compartiment environnemental où est émis la substance et pour tenir compte des différences entre les valeurs NEL selon la voie d'entrée du toxique.

L'évaluation du niveau d'**exposition** à l'agent toxique fait une distinction claire entre l'homme et l'écosystème. Pour l'homme, l'exposition résulte de la qualité de l'air respiré, de la résorption cutanée et de la consommation de nourriture et de boissons. Le graphique suivant résume la problématique (la résorption cutanée et les expositions aux eaux souterraines ne sont pas encore prises en compte dans le modèle de Mackay).



La distinction entre les expositions par voies respiratoire et orale s'impose. Les solutions avancées par les auteurs sont aujourd'hui couramment admises même si certains raccourcis ou simplifications font encore l'objet de controverses parmi les membres de la communauté scientifique.

En raison de l'insuffisance des données accessibles, l'exposition de l'écosystème se limite aujourd'hui aux seules contaminations des sols pour les écosystèmes terrestres et des eaux de surface pour les écosystèmes aquatiques. Quand on connaît l'importance des phénomènes de lixiviation et le rôle de la spéciation chimique des polluants vis-à-vis du milieu environnemental concerné, on peut imaginer les limitations du modèle en terme de validité.

La mise en équation des **effets biologiques** calculables pour l'homme et l'écosystème s'avère encore plus délicate si l'on veut bien considérer la diversité des effets inductibles par un même produit sur des cibles différentes. Au niveau humain, les auteurs ne peuvent engager une méthode basée sur l'évaluation d'un effet-seuil calculé pour chaque type d'effet comme la carcinogénicité, la mutagénicité, les effets sur la reproduction ... en raison d'une connaissance insuffisante des mécanismes d'intoxication. Ils préfèrent s'aligner sur un mode de calcul faisant intervenir le premier niveau d'effet toxique rapporté par une étude pivotale (croissance cellulaire ou tissulaire, activité enzymatique, déficience immunitaire ...). Cette solution constitue un raccourci acceptable pour établir des priorités en matière de risque toxique. De là, à s'en servir dans l'évaluation du poids de la toxicité (de l'écotoxicité) en matière ACV, il n'y a qu'un pas, aisément franchi par les auteurs mais qui nous semble devoir encore faire l'objet d'un large consensus au plan scientifique.

Les auteurs distinguent correctement les problèmes liés aux expositions orale et respiratoire en suggérant de recourir à la notion de "prise sans effet" (NEI : No-Effect Intake) pour chacune des voies d'entrée du toxique. Dans le cas d'exposition par voie orale, ils proposent des indicateurs comme la valeur ADI (de l'OMS) et la valeur TDI (tolerable daily intake établi par le Dutch

National Institute for Public Health and Environmental Protection - RIVM au Pays-Bas). Si les premiers ont fait l'objet d'un vaste accord international, il n'en n'est pas de même des seconds (sans que ceci ne constitue une critique quelconque du travail réalisé par les scientifiques néerlandais). Il s'agit dans les deux cas de valeurs seuils; la prise en charge des effets carcinogènes (n'impliquant aucun effet-seuil) se basant sur un nouveau postulat, une "concentration virtuellement sécurisante" (**virtually safe concentration - VSC**) qui pourrait correspondre à un risque accru de cancer, d'un facteur 10^{-4} . Cette valeur n'a fait aujourd'hui l'objet d'aucune concertation ou reconnaissance internationale. Elle apparaît sur-dimensionnée par rapport aux chiffres américains (10^{-6}) même si ceux-ci semblent irréalistes quant à leur application et à leurs implications socio-économiques.

Au niveau de l'exposition par voie d'inhalation, les auteurs proposent encore des références néerlandaises comme les valeurs **TAC (tolerable air concentration)** développées par le même Institut du RIVM; la conversion entre valeur TAC et NEI respiratoire faisant ensuite intervenir le volume d'air respiré et le poids corporel. La mise sur pied de ces valeurs repose sur le concept très discuté et discutable, d'une assimilation d'effet entre celui résultant d'une exposition journalière à une dose inhalée correspondant à une valeur TAC et celui observé à la suite d'une dose orale quotidienne, du niveau d'une valeur TDI. L'importance de la résorption, les effets de premier passage et de détoxification (ou l'inverse) hépatique sont totalement négligés. Il faut signaler que ceci est en totale contradiction avec les nouvelles recommandations formulées par le Centre Européen de Toxicologie et d'Ecotoxicologie (Rapport N°68 - Août 1995) qui exclut toute extrapolation de données toxicologiques entre voies d'exposition différentes.

L'évaluation des effets sur l'écosystème fait appel à la notion de "concentrations sans effets" (NEC : No adverse effect concentration), distincte au plan terrestre et aquatique. La difficulté réside dans le choix des concentrations qui, pour chacune des substances considérées, seraient acceptables pour l'ensemble des espèces de l'écosystème !! La solution la plus simple consiste à tabler les évaluations d'effet sur les valeurs LD₅₀ ou LC₅₀ obtenues sur des organismes dûment sélectionnés. On pourrait aussi calculer, par voie d'extrapolation, des valeurs de type NOEL en recourant à des techniques comme celle proposée par l'EPA (souvent remise en question mais qui constitue une alternative acceptable) ou par le RIVM qui suggère que les rapports entre les indices de toxicité aiguë et chronique restent constants avec ceux observés entre les données expérimentales obtenues en laboratoire sur une seule espèce et celles mises en évidence au niveau de l'écosystème. Cette solution apparaît totalement irréaliste en raison du manque de données toxicologiques validées et des imprécisions qu'elle génère. C'est ainsi que des facteurs d'extrapolation oscillant entre 0.001 et 0.1 peuvent être avancés pour chacun des domaines concernés (aquatique et terrestre) en fonction des données relatives à la toxicité. Des variantes existent mettant en jeu des calculs et des modèles encore plus complexes (comme ceux basés sur des concentrations dangereuses pour p% des espèces de l'écosystème), impliquant quatre valeurs NOEL, rapportées pour des espèces sensibles et qui ont fait l'objet d'un traitement mathématique s'appuyant sur un modèle de distribution log-normale. On atteint une situation de fait où l'arbitraire (la voie EPA) l'emporte nettement sur l'irréalisme et la complexité pour la complexité.

La combinaison des facteurs exposition et effet permet enfin de cerner le facteur comparatif de classification. Une composante "humaine" (HTP : Human Toxicity Potential) et deux composantes "écotoxique" (TETP pour le milieu terrestre et AETP pour le milieu aquatique) peuvent être formulées en terme d'équations algébriques. Sans dimension, ces indices répondent aux critères de vérification suivants :

- * ils valent 1 lorsqu'on calcule l'émission d'une substance de référence dans un compartiment de référence;
- * ils sont élevés pour une substance toxique et proches de zéro pour des produits inoffensifs;
- * ils seront élevés pour des composés persistants et proches de zéro pour des substances biodégradables.

En multipliant ces valeurs individualisées par celles qui correspondent respectivement à l'émission de la substance "subs" dans le compartiment "comp" ($m_{\text{subs, comp}}$), on obtient, pour chaque niveau considéré, un effet toxique ou écotoxique potentiel, caractéristique du type de cibles biologiques.

Ainsi, en combinant tout un ensemble de concepts peu validés voire controversés, il est possible de proposer une solution mathématique et modélisée à une des évaluations les plus difficiles à conduire dans le domaine toxicologique. La question primordiale demeure : que vaut une telle solution ? L'analyse d'un cas simple (benzene comme substance pilote et phénol comme produit de référence) ne nous éclaire pas beaucoup sur le sujet car il concerne deux produits particulièrement bien connus, répondant aux différents modèles utilisés (fugacité...).

Il est intéressant de relever les propriétés physiques et toxicologiques nécessaires aux calculs de base: le poids moléculaire ($\text{g} \times \text{mol}^{-1}$); la tension de vapeur à 25°C (Pa); la solubilité dans l'eau ($\text{g} \times \text{m}^3$); le coefficient de partage octanol/eau (sans dimension); le point de fusion (°C); les vitesses de dégradation dans l'air, l'eau, les sols et les sédiments (h^{-1}) et les différentes valeurs de NEC (terrestre, aquatique) et de NEI (humaine; orale et respiratoire); chacune dans son unité spécifique. Si la source des données figure bien dans le texte des auteurs néerlandais; il s'avère très difficile d'imaginer l'ensemble des simplifications, approximations et autres hypothèses qu'il a fallu avancer pour les générer. Les valeurs calculées pour l'exposition humaine indique le rôle essentiel joué par la volatilité du benzene pour justifier un risque élevé pour la voie d'exposition aérienne. En ce qui concerne les indices d'écotoxicité, les valeurs AETP confirment le rôle important du poids de l'émission directe de benzene dans l'eau et les valeurs TETP celui de la contamination directe des sols !! Une simple étude des modèles de fugacité, même les moins élaborés, aurait probablement conduit à des conclusions du même ordre. Les choses auraient été bien plus difficiles si l'on avait examiné le cas de composés métalliques ou tout simplement de produits dépourvus de tension de vapeur.

Comme on le constate, et en dépit de quelques lacunes, ces méthodes ACV (celle analysée ci-dessus mais aussi d'autres publiées dans la littérature) qui proposent la prise en charge du poids des impacts liés à la toxicité et à l'écotoxicité des substances chimiques ont le grand mérite d'exister et de remettre en question un certain nombre de concepts ou d'idées simplificatrices qui ne tiendraient pas compte de l'extrême complexité des phénomènes mis en jeu. Faut-il pour autant leur accorder un crédit immédiat ? Nous ne le pensons pas. Les solutions proposées font appel à des équations sophistiquées qui impliquent nécessairement des raccourcis ou des simplifications empruntées des mêmes niveaux d'incertitude et d'imprécision que ceux qui hypothèquent la fiabilité et la validité des traditionnelles études d'impacts. L'absence de nombreuses données toxicologiques validées constitue un handicap très sérieux car elle conduit à proposer des valeurs de remplacement forcément imprécises, voire erronées, qui peuvent remettre en question les conclusions tirées à la suite de telles analyses.

Il y a cependant de nombreux points positifs : la distinction correcte entre les types de cibles, entre les milieux concernés et les voies d'entrée des toxiques. La prise en compte d'une substance de référence peut aussi constituer une voie prometteuse pour la gestion des compartiments mais elle devra faire l'objet d'une approche plus judicieuse pour gérer la nature de l'effet induit (il serait souhaitable de rapporter un même type d'intoxication à l'action d'une substance de référence : le tétrachlorure ou le disulfure de carbone pour une action hépatique par exemple) ou le poids du facteur de bioaccumulation, étrangement absent lors de l'investigation conduite sur l'exemple repris plus haut. Il faudra aussi distinguer à l'avenir les effets carcinogènes des autres effets induits; la prise en compte ou non d'un effet-seuil doit impérativement se retrouver au niveau des équations du modèle ACV.

Une large concertation internationale s'impose si l'on veut atteindre un consensus et promouvoir l'utilisation de tels modèles expérimentaux qui, placés dans des mains non expertes, pourrait conduire à des erreurs dramatiques. Qui prendra l'initiative d'amorcer le débat ? Qui assurera la coordination des nombreuses études scientifiques indispensables à la validation de ces solutions mathématiques ? Qui supportera le coût de ces travaux ? Qui réclamera (ou exigera) la mise à disposition de toutes les informations (éco)toxicologiques nécessaires à l'application de tels modèles ? Autant de questions aujourd'hui dépourvues de réponses claires qui limitent sérieusement le recours à ces modèles certes élégants et d'apparence très savante mais qui souffrent aujourd'hui d'un manque cruel de validation sur le terrain.

I. REFLEXIONS PERSONNELLES CONCERNANT LE POIDS DES ASPECTS (ECO)TOXICOLOGIQUES DANS L'APPROCHE ACV

Arrivé au terme de ce travail de synthèse qui a consisté, pour l'essentiel, à dresser un état des lieux concernant le rôle et l'impact potentiel que peuvent exercer la toxicité et l'écotoxicité dans l'analyse et l'évaluation du cycle de vie d'un produit commercialisé, il semble opportun d'insister sur quelques aspects difficiles du problème. Les développements rapportés dans ce chapitre ne reflètent toutefois qu'une opinion personnelle, ce qui justifie qu'ils fassent l'objet des réserves d'usage.

De nombreuses solutions ont été proposées pour évaluer les impacts (éco)toxicologiques des constituants chimiques. Si aucune d'elles ne semble s'imposer de prime abord, c'est en raison de l'absence de tout consensus quant à la manière de gérer de tels problèmes. Deux écoles distinctes semblent s'affronter : la première tend à promouvoir des techniques simplifiées mettant en jeu des scores, modulés en fonction de critères physico-chimiques (validés) ou sur base d'éléments plus subjectifs (de par nature, plus difficilement validables); la seconde propose le recours à des modèles mathématiques très élaborés qui essayent de prendre en compte l'extrême complexité des problèmes (avec en corollaire, le risque de faire intervenir des simplifications ou des approximations pouvant remettre en cause la fiabilité de tels outils). Quelle que soit la voie choisie, les lacunes observées au niveau de plusieurs facteurs hypothèquent sérieusement le poids des études d'impacts sur l'environnement, pris dans le sens le plus large du terme.

Trois éléments justifient une attention toute particulière :

- * la question des données toxicologiques, leur validité et leur accessibilité;
- * la classification des types d'effets observés sur l'homme et les espèces animales de l'écosystème; leur agrégation éventuelle;
- * l'importance des échelles spatio-temporelles des événements avec leurs conséquences en terme d'effets sur la qualité de vie des êtres vivants.

1. La qualité des données (éco)toxicologiques - leur accessibilité

Il est difficile de dresser un inventaire complet de l'ensemble des besoins en matière de données utilisables dans le domaine (éco)toxicologique. Ces données peuvent se ranger en trois catégories

1. les **données physico-chimiques** intervenant directement (ou indirectement) sur
l'émission; l'immission; la dégradation ou encore la bioaccumulation des toxiques
2. les **données toxicologiques** (humaine et animale) catégorisées par niveau d'intoxication
par cibles
par voie d'exposition
3. les **données structure-activité**; leurs implications et leurs limites d'utilisation

1.1. Les données physico-chimiques

Ce rapport a montré, à diverses reprises, le rôle essentiel joué par quelques paramètres physico-chimiques. Accessibles dans de nombreux handbooks de chimie-physique, dans les fiches MSDS ou encore dans des bases de données techniques, ces paramètres, généralement établis par des techniques de référence, ne prêtent guère le flan à la critique et leur utilisation en toxicologie fait partie de la formation des cadres spécialisés en ces matières. Chacun peut apprécier le rôle de la tension de vapeur d'un composé sur sa volatilité et son effet de concentration au niveau de l'atmosphère; il en va de même pour les paramètres d'hydrosolubilité sur l'évolution du toxique vers les nappes aquifères. La liste proposée ci-dessous constitue un minimum requis dans le cadre de l'évaluation d'un risque à long terme :

- * poids moléculaire
- * état physique à température ambiante
- * points de fusion, ébullition (°C)
- * poids spécifiques relatifs (vapeur/air et liquide/eau)
- * solubilité dans l'eau (mg/l)
- * tension de vapeur (torr)
- * constante de Henry ($\text{atm.m}^3/\text{mole}$)
- * coefficient de partage octanol / eau ($K_{o/w}$)
- * coefficient de partage organique (K_{oc})
- * facteur de bioconcentration
- * caractéristiques de la dégradation chimique (effet de l'hydrolyse)
- * identité des produits de dégradation
- * potentiel d'échauffement (GWP)
- * potentiel d'action sur l'ozone (ODP)
- * potentiel d'acidité (PAE)

Ces paramètres complètent ceux que l'on retrouve habituellement dans les rubriques "Incendie et explosion" et qui concernent davantage le danger et le risque à court terme (accident).

En fonction des caractéristiques des produits, certains des indicateurs sus-mentionnés prennent plus d'importance que d'autres mais toute mise sur marché d'un produit commercial devrait s'accompagner d'un document reprenant **toutes ces données physico-chimiques**. Au coup par coup, on pourrait compléter ces dossiers par d'autres éléments susceptibles d'exprimer l'importance de phénomènes comme la dispersion et le transport des polluants (la vitesse d'entraînement à la vapeur d'eau par exemple) ou encore leur stabilité dans le milieu concerné (la vitesse d'oxydation en phase gazeuse avec identification des produits formés). Ces deux paramètres peuvent refléter la persistance du produit dans l'environnement.

Pour les déchets, on pourrait ajouter quelques éléments habituellement exigés par les Autorités de Tutelles, chargées de contrôler les filières de traitement et d'élimination :

- * la DBO et DCO
- * les tests de photolyse
- * les tests de lixiviation

Tous ces paramètres interviennent à des degrés divers selon les cibles et le milieu environnemental concerné. Les critères de volatilité (et ses conséquences en matière de pollution

de l'air) se rapporteront prioritairement à la toxicité humaine (l'homme au travail et dans sa vie quotidienne); ceux relatifs à l'hydrolyse, à la solubilité dans l'eau concerneront davantage l'écotoxicité aquatique; les indicateurs comme les coefficients de partage, la bioconcentration toucheront surtout l'écotoxicité terrestre si l'on tient compte des habitudes alimentaires de nos régions. La frontière reste toutefois très floue et sujette à réajustement en fonction de situations locales. Tout raccourci à ce niveau pourrait avoir des conséquences désastreuses en terme d'évaluation correcte des impacts.

1.2. Les données toxicologiques

L'utilisation correcte des données toxicologiques, **au niveau de l'évaluation des effets** potentiels qui résulteraient d'une exposition à des agents toxiques, implique que l'on tienne compte de la nature de ces effets, de leur intensité, des cibles biologiques concernées et des voies d'entrée. **Il est impératif de gérer séparément les problèmes de toxicité humaine et les effets écotoxiques des polluants.** Les premiers sont habituellement négligés dans les études ACV mais c'est un non sens auquel il faut mettre fin.

En **toxicité humaine**, on continue, à tort, à se servir des paramètres "court terme" en raison de leur nombre (LD_{50} , LC_{50} , IC_{50} ...), de leur facilité d'accès mais surtout parce qu'ils sont établis sur base de protocoles standardisés (du moins pour la voie orale et les tests menés sur des espèces aquatiques) ce qui leur confère un sentiment de sécurité qui n'est pas de mise ici. Il arrive que de nombreux rapports d'études fassent encore appel à ces critères sans même tenir compte des problèmes d'extrapolation inter-espèces, voire de la voie d'exposition. Ces indicateurs ne reflètent que très imparfaitement les risques à long terme car les mécanismes d'action (et leurs conséquences) peuvent s'avérer très différents. La toxicité aiguë (à court terme) concerne les catastrophes et les accidents; elle ne peut légitimement faire partie d'une analyse du cycle de vie d'un produit si on l'envisage au plan toxique humain. C'est une source importante des divergences d'opinion qui peuvent surgir en matière de gestion du risque toxique. Une fois pour toutes, ces critères d'intoxication aiguë ne peuvent s'appliquer qu'en l'absence de données à caractère chronique, validées.

Quels autres paramètres choisir ? Comment les intégrer dans une appréciation objective des impacts toxiques à plus long terme ?

Le problème du travailleur doit se traiter indépendamment de celui de la population générale. Pour le personnel occupé dans les entreprises, on recommandera des critères spécifiques comme les valeurs TLV (USA), VME (France, Suisse, Belgique), MAK (RFA), BAT (Royaume-Uni)... Ces valeurs font l'objet de révisions périodiques par des comités d'experts et tiennent compte des spécificités propres au monde du travail (types d'exposition, durée, fréquence, surveillance médicale, syndrome du travailleur sain ...). Elles ne présentent qu'un défaut majeur, celui de ne prendre en compte que la seule exposition par voie d'inhalation. On peut penser que pour les composés les plus dangereux, certaines précautions ont été prises pour établir cette valeur de référence si d'ailleurs leurs caractéristiques physico-chimiques et les conditions usuelles d'emploi faisaient craindre une résorption cutanée importante.

On aura soin de gérer indépendamment les problèmes soulevés par les substances carcinogènes qui font dorénavant l'objet d'un classement international (IARC) et d'une approche spécifique en terme de gestion du risque. A côté d'interdictions pures et simples, on retrouve une série d'indicateurs comme les valeurs UCR (unit cancer of risk) et les "slope factor" qui, associés à

une voie d'entrée du toxique, permettent de calculer, au départ des concentrations mesurées sur le terrain, le risque de cas de cancers par excès pouvant résulter de ces niveaux d'exposition.

Les indices ADI (et son équivalent AQS pour l'air ambiant) présentent davantage de sécurité pour l'évaluation du risque toxique dans le cas de la population générale. Il en va de même pour leurs variantes RfD (ou RfC) et autres MRL (minimum risk level) telles que proposées par divers organismes internationaux. Ces valeurs sont, pour la plupart, issues d'expérimentations réalisées sur des modèles animaux exposés à des concentrations "environnementales" d'agents toxiques (et non plus à des doses uniques et massives). Les techniques d'extrapolation des données animales à l'homme ont fait l'objet d'un large consensus, offrant ainsi de meilleures garanties d'emploi. Ces valeurs (cfr. quelques tableaux indicatifs en Annexe) donnent une excellente idée du risque toxique pour l'espèce humaine, confrontée aux problèmes environnementaux. Quelques paramètres vont jusqu'à identifier les organes cibles ce qui devrait permettre de mieux apprécier, à l'avenir, l'action de certains produits. Il est de notre responsabilité de promouvoir leur utilisation à grande échelle et de solliciter les aides financières nécessaires à leur établissement et à leur compilation dans les banques de données toxicologiques.

Au plan écotoxicologique, on recommandera d'analyser distinctement les impacts potentiels exercés sur les écosystèmes terrestre et aquatique. Pour cerner les premiers, on se sert le plus souvent d'indicateurs aisément accessibles comme les LD_{50} , LC_{50} (obtenus sur une ou plusieurs espèces avec des références temporelles différentes), ID_{50} (dans le cas des pesticides) et dans une plus faible proportion, les données provenant de tests de croissance menés sur divers végétaux ou animaux (le test multispécifique MTM de Perrodin par exemple). Ces indices de toxicité aiguë sont complétés progressivement par des indicateurs de type chronique, obtenus à la suite d'études conduites à long terme (deux ans), sur des espèces mammifères. La prise en charge du caractère mutagène, carcinogène et/ou tératogène des produits libérés dans l'écosystème se fait au départ de données générées par l'un ou l'autre des nombreux tests de mutations géniques (test de Ames, de mutation ponctuelle sur culture de cellules...) et chromosomiques (analyse de métaphases, micronoyaux, dominant léthal, sur animaux hôtes ...) développés à cet effet sur divers modèles animaux et végétaux. Les effets sur la reproduction des espèces biologiques font actuellement l'objet de multiples recherches qui ne manqueront pas, à terme, de susciter de nouveaux indices toxicologiques, indicateurs d'effet.

L'évaluation de l'écotoxicité aquatique est approchée par un ensemble cohérent de données, accessibles dans la grande majorité des sources d'informations. Ces données peuvent se rapporter à des effets observés sur poisson (la LC_{50} ou sa variante la valeur TLM à 48 ou 96 heures), sur micro-organismes aquatiques (les indicateurs IC_{50} déterminés sur l'immobilisation de daphnies ou sur la croissance de certaines algues) ou encore sur espèces bactériennes (le test Microtox par exemple). Tous ces tests concernent le seul aspect "court terme". Aucun ne prend en compte le long terme et notamment les effets d'enrichissement au travers de la chaîne trophique et alimentaire. Cette lacune peut être partiellement comblée par la prise en charge de facteurs additionnels de risque où interviennent les caractéristiques physico-chimiques en rapport avec les deux paramètres essentiels associés à une exposition à long terme : la bioaccumulation (au moyen du coefficient de partage octanol/eau et du facteur de bioconcentration) et la persistance du toxique dans le milieu aquatique (par ses caractéristiques d'hydrosolubilité en fonction du pH, d'oxydation et de réduction, de dégradation chimique ...). Pour ce qui concerne le caractère oncogénique des substances rejetées dans les eaux de surface et souterraines, aucun test spécifique n'a été développé jusqu'ici (on connaît encore très peu de choses sur les cancers des poissons); on a recours aux données produites sur les espèces terrestres.

Comme on le voit, les bases de données toxicologiques pose deux problèmes majeurs mais indépendants : la compilation des informations qui font encore cruellement défaut et leur ordonnance selon des axes bien définis, établis en fonction des cibles biologiques, des voies et durées d'exposition et des effets qui pourraient en résulter. L'organisation de ces banques devrait faire l'objet d'un large consensus international, auprès des experts (éco)toxicologues; il serait temps de mettre bon ordre et de profiter de l'occasion pour revoir l'ensemble des données, sous l'angle de leur fiabilité. On pourrait aussi limiter le nombre de banques et confier cette responsabilité à une organisation internationale. La compilation des données et la mise à jour des fichiers d'informations devraient également faire l'objet d'une réglementation minimale, établie de commun accord entre les pouvoirs publics et le monde industriel. On exercerait ainsi un meilleur contrôle quant à la qualité des données tout en s'assurant du respect d'un certain nombre de règles garantant de la crédibilité et de la confiance qu'on peut accorder aux valeurs expérimentales. Les procédures d'accréditation des laboratoires autorisés à réaliser de tels essais (en terme de personnel, d'infrastructures d'accueil, d'équipements ...) et la mise en forme des protocoles d'études, structurés en fonction des objectifs poursuivis (profil des études, choix des espèces et nombre d'animaux ...) constituent deux missions prioritaires de ces organisations officielles.

La compilation des données toxicologiques implique des coûts qui pourraient être financés, en partie, par les industriels et les consommateurs, sur base des résultats de l'analyse du cycle de vie du produit. On recommandera et privilégiera, en toutes circonstances, l'utilisation des données expérimentales mais le recours transitoire à des indications fournies par les ressources QSAR (quantitative structure- activity relationship) ne peut être exclu si l'on prend quelques précautions d'usage. Les relations structure-activité requièrent, à court terme, de fréquentes réévaluations si l'on ne veut pas connaître quelques mésaventures dramatiques comme celles enregistrées au cours du développement de médicaments. Il est impératif de revoir quelques unes de ces sources d'informations et surtout d'insister sur les limites de ces solutions. Des scientifiques, férus d'informatique ou subjugués par la hardiesse de certaines hypothèses, pourraient avoir tendance d'accorder à ces valeurs QSAR des vertus qu'elles n'ont pas !! La toxicologie humaine et l'écotoxicité (surtout quand elle est en prise directe avec l'alimentation) ne peuvent se permettre des raccourcis ou des sous-évaluations risquées.

2. La classification des effets observés sur l'homme et les espèces animales et végétales des divers écosystèmes - l'agrégation éventuelle des indicateurs d'impacts

De nombreuses propositions ont été formulées quant à l'établissement d'un système-inventaire qui classerait chaque substance chimique en fonction d'une série d'indicateurs d'impacts potentiels (exprimés par des **effets** biologiques identifiables) pouvant s'exercer sur la santé humaine et la vie de l'écosystème. Des tableaux ont été proposés où l'on retrouve des indicateurs aussi diversifiés que ceux repris ci-dessous :

Santé humaine	Ecosystème
Carcinogénicité	Gaz à effet de serre
Irritant / corrosif	Gaz destructeur d'ozone
Actions sur le système respiratoire	Acidifiant potentiel (et pH)
Effets sur le système nerveux central	Générateur de brouillards
Allergisant / sensibilisant	Modulateur de transfert/ transport
Méthémoglobinisant / actions sur le sang	Actions sur la vie aquatique

Odoriférant	Agents d'eutrophisation / plantes
Effets sur le système cardiovasculaire	Réducteurs de visibilité
Effets sur la reproduction	Agents actifs au plan climatique
Effets sur le comportement	Modulateur thermique
Effets sur les os / squelette	Contaminant aquifère
Effets rénaux	Actions chimiques / biologiques

De tels inventaires restent forcément discutables (absence d'éléments objectifs pris en compte pour les établir), incomplets (l'ajout d'autres indicateurs finirait par les rendre peu pratiques voire irréalistes) et dangereux à manier. A titre d'exemple, au niveau toxicité, l'action hépatique directe observée n'est pas prise en compte alors que de très nombreux composés peuvent exercer une action toxique sur le fonctionnement du foie comme le confirme la demande médicale importante formulée en matière de tests d'hépatotoxicité; le bilan hépatique fait aujourd'hui partie de la grande majorité des protocoles cliniques. L'action hépatique indirecte du toxique (exprimée par un effet inducteur ou inhibiteur potentiel exercé sur une ou plusieurs activités enzymatiques vitales) n'est pas davantage considérée. Quand on connaît les effets dévastateurs causés par l'alcool et la fumée de cigarettes sur la régulation du mode de fonctionnement de certaines activités cellulaires, il y a de quoi s'interroger sur la validité d'une telle liste. La hiérarchisation des indicateurs en terme d'impacts, leur sensibilité respective resteront (à jamais ?) des étapes délicates à franchir. Quels critères pourrait on retenir pour établir un tel classement ? le coût des maladies ? le degré d'invalidation ? la fréquence ? ...

Au niveau de l'écosystème, on ne retrouve aucun indicateur direct ou indirect en relation avec la bioaccumulation, la bioconcentration ou la persistance des matériaux. Les indicateurs retenus apparaissent pourtant justifiés mais la liste s'avère insuffisante pour gérer la problématique écotoxicologique surtout si on envisage de faire une distinction entre les effets observés sur les écosystèmes terrestre et aquatique. Les pesticides sont catégorisés comme actifs sur la vie aquifère et comme agents eutrophisants mais la prise en charge d'une accumulation (pourtant substantielle pour certaines familles) de ces produits au travers de la chaîne trophique n'est pas dûment comptabilisée en terme d'effets. Dans les tableaux, les sels d'arsenic n'exercent qu'un effet sur la vie aquifère alors que chez l'homme, ils sont répertoriés comme agents carcinogènes, irritants, corrosifs et allergisants. Cette vue tranchée des aspects (éco)toxicologiques surprend les experts qui appellent de leurs voeux une réflexion et une discussion plus approfondies de ces questions.

Que faire pour remédier à ces problèmes ? Réunir des compétences et proposer des solutions mieux en rapport avec la gestion habituelle des questions (éco)toxicologiques. On peut toutefois avancer un certain nombre de propositions **au plan humain**.

La gestion des produits carcinogènes, mutagènes et tératogènes doit se faire indépendamment des autres agents chimiques et même de manière isolée, en raison de la spécificité des stratégies d'approche des problèmes. Au plan des agents génotoxiques, il faudra introduire un contrôle supplémentaire visant à vérifier la validité de la règle de simple additivité de la toxicité; on utilisera à cet effet des outils informatiques comme ceux évoqués plus haut dans ce travail (cfr. le paragraphe relatif aux mélanges).

Pour les composés dépourvus d'activité oncogénique, il apparaît prioritaire de prendre en compte la voie et les conditions d'exposition qui feront que le produit sera ou non résorbé au niveau sanguin (toxique systémique et circulatoire) et sur des périodes suffisamment longues (en relation avec la fréquence et la durée des expositions) que pour induire une série de risques spécifiques

(comme les effets immunitaires ou sanguins qui ne s'observent qu'à la suite d'expositions régulières et répétées à l'agent toxique responsable). Sur le long terme, la résorption systémique devient un élément déterminant de la gestion du risque.

Si l'on doit proposer une classification des effets toxiques induits chez l'homme, on pourrait mettre en tête de liste les effets ou actions susceptibles de conduire à des maladies invalidantes ou difficiles à traiter :

- les agents neuro- et immunotoxiques;
- les composés à action directe sur le système respiratoire;
- les toxiques sanguins (actions sur la formule ou les éléments configurés);
- les substances hépato- et néphrotoxiques (foie et reins);
- les allergisants et sensibilisants;
- les produits exerçant une action sur la reproduction

On ne peut négliger pour autant les autres effets (sur les os, le comportement, l'irritation ...) mais leur prise en charge semble moins préoccupante de prime abord.

Au plan écotoxique, l'établissement d'un classement s'avère plus délicat encore car il faut y faire intervenir des éléments qui peuvent avoir des conséquences indirectes et à très long terme, non plus sur une mais sur plusieurs espèces, en portant une attention toute particulière aux risques de contaminations alimentaires. L'évaluation spatio-temporelle des actions pourrait constituer un facteur important au plan de la classification. On ne peut décemment gérer de la même manière un effet de serre ou de destruction de la couche d'ozone comme on envisage un problème d'eutrophisation des eaux ou encore une action sur la survie d'une espèce animale ou végétale (comestibles ou non) dans un écosystème. Les effets des premiers sont planétaires et répartis sur des périodes fluctuant entre des millénaires et quelques années; les effets des seconds se limitent à une nappe aquifère, souvent localisée et de taille réduite, et peuvent faire l'objet d'un traitement de réhabilitation; les conséquences des derniers varieront largement en fonction du rôle joué par les espèces concernées, en particulier au plan de leurs relations trophiques avec l'espèce humaine.

Pour ces raisons, les aspects spatio-temporels et les relations cibles-homme semblent prioritaires en terme de classification des indicateurs d'impacts. On pourrait prévoir trois catégories :

1. les actions / effets exercés à très long terme sur les éléments "**climatologiques**"

à l'échelle mondiale : effet de serre, destruction de la couche d'ozone, pluies acides ...

à l'échelle régionale : brouillards, modifications de la dispersion et du transport des polluants, conditions locales (température, visibilité...)

2. les effets toxiques exercés à moyen terme sur **la vie aquatique**

à l'échelle hydrologique d'un pays : faune (comestible ou non), flore...

au plan général : les effets potentiels sur la qualité des eaux (et le re-traitement)

à l'échelle hydrologique locale : eutrophisation, pH ...

3. Les effets toxiques exercés à court et moyen termes sur la vie terrestre

à l'échelle des nations : animaux domestiques et végétaux servant à l'alimentation (utilisation des valeurs MRL pour le bétail; ADI pour les fruits et les légumes)

à l'échelle locale : les effets pouvant altérer les écosystèmes au plan chimique et biologique

Pour les deux dernières catégories, les indicateurs d'impact susceptibles d'exercer une action directe ou indirecte sur des facteurs affectant les ressources alimentaires, humaines ou animales, s'avèrent évidemment prioritaires.

Le problème de l'agrégation des indicateurs d'effets reste entier et requiert des solutions spécifiques, vraisemblablement adaptées aux différents sous-systèmes composant le cycle de vie d'un matériau mis sur le marché : l'exploitation des réserves, l'activité industrielle de production, la consommation des produits, le traitement des résidus, le stockage et l'élimination des déchets. Aucune solution globale ne semble se dégager a priori et nous doutons qu'elle puisse même exister. Toute technique qui prendrait en compte les paramètres d'impact, figés dans un contexte immuable, n'apporterait que des éléments partiels de réponse et de portée forcément limitée. Ceci n'exclut pas que d'autres propositions soient formulées et évaluées en terme de faisabilité.

La question de l'agrégation mérite, à elle seule, de faire l'objet d'un travail de réflexion pour un comité d'experts (éco)toxicologues et d'ingénieurs spécialisés dans la gestion des écobilans, au niveau des différents types d'activités industrielles (extraction des matières premières, production, gestion des déchets pour se limiter à l'essentiel). On pourrait toutefois se mettre d'accord sur une solution mettant en jeu une technique de scores, articulée autour d'un protocole où interviendraient les quelques hypothèses de travail suivantes :

- * établissement (choix) de techniques d'agrégation spécifiques à chaque sous-système;
- * prise en charge indépendante des cibles biologiques (humaines, écosystèmes terrestre et aquatique) et "climatologiques" (la prise en compte des éléments économiques faisant l'objet d'une évaluation distincte et rapportée séparément);
- * identification des domaines prioritaires (en terme d'impacts) en fonction de l'activité industrielle;
- * évaluation des facteurs spatio-temporels (niveaux d'échelles en terme d'exposition et de cibles);
- * hiérarchisation, pour les cibles prioritaires, des conséquences potentielles résultant des scénarios d'exposition;
- * définition de tables de scores adaptées à chacune des matrices ainsi créées;
- * établissement d'une (ou plusieurs) technique(s) d'agrégation des scores adaptées aux divers sous-systèmes;
- * mise au point d'un suivi des opérations (feed back) permettant de moduler (corriger) les méthodes d'agrégation des impacts

Cette approche aurait le mérite d'aborder les problèmes en fonction des spécificités propres aux divers sous-systèmes : le poids des impacts à la production se traduirait majoritairement au niveau de la toxicité du travail (personnel), de l'écosystème aquatique local et des effets

"climatologiques"; à l'autre extrémité du cycle de vie du produit, les impacts prioritaires liés à l'élimination ou au stockage des déchets concerneraient les écosystèmes terrestre et, dans une moindre mesure, aquatique.

En terme d'effets, l'exposition du personnel, au cours des étapes de production, se basera sur le respect des normes prévues aux postes de travail (concentrations d'exposition par rapport aux valeurs TLV's ou assimilées) avec les conséquences que leur dépassement pourrait engendrer en matière de maladies professionnelles (leurs impacts peuvent être prévus en fonction de la nature des effets induits par les composés incriminés). Les effets potentiels sur l'écosystème aquatique local, agressé par les rejets d'eaux usées dans le réseau hydrologique, s'évalueraient en tenant compte d'une série d'éléments où l'on retrouverait, adéquatement répartis, des indicateurs d'écotoxicité aiguë (LC_{50} ou assimilés) et chronique (on distinguerait les effets carcinogènes, mutagènes et tératogènes (fertilité) des autres indicateurs). Les effets "climatologiques" (y compris les effets liés au réchauffement local des eaux de rivière) seraient traités séparément. En fonction des circonstances, cette revue des impacts prioritaires, associés à la production, pourrait aussi comptabiliser les effets liés à la pollution atmosphérique locale.

Cette voie d'approche serait revue en fonction du sous-système étudié. Pour le traitement, la mise en décharge ou la destruction des déchets, la prise en compte des indicateurs d'impacts sera structurée en fonction des cibles identifiées au niveau des deux types d'écosystème. La prise en compte des aspects "climatologiques" concernera essentiellement la destruction thermique des déchets; celle de la contamination des sols se rapportera davantage à la mise en décharge.

C'est à ce niveau du protocole que l'on fera intervenir les facteurs d'échelles concernant les cibles biologiques (taille et caractéristiques, surtout au plan des relations avec les chaînes alimentaires) et l'évolution spatio-temporelle des problèmes de contamination et de pollution. Ces éléments doivent faire l'objet d'une discussion approfondie avant de fixer les modalités de leur prise en charge.

On arriverait ainsi à gérer des matrices de "n éléments" qui seraient traduites en terme de scores avant de se voir appliquer un traitement mathématique approprié, assimilé à un processus d'agrégation. L'établissement des différents tableaux rapportant les scores respectifs de tous les indicateurs d'impacts fera l'objet d'une révision exhaustive sur base des propositions retenues (quelle est la véritable signification d'une score maximum de 6 pour la mutagenèse ou la cancérogenèse par rapport à une valeur de 3 pour la toxicité et l'écotoxicité ? N.B. il s'agit de propositions formulées par P.Rousseaux dans son travail "Evaluation comparative de l'impact environnemental global du cycle de vie des produits" pp120-122).

Le type de traitement mathématique appliqué à ces matrices complexes (addition, multiplication ou autre opération) ne peut être décidé sans avoir examiné tout l'éventail des possibilités. Considérant les relatives imprécisions de l'ensemble des données et celles liées à leur traitement, il serait prudent d'éviter une solution qui aboutirait à l'établissement d'un chiffre ou d'une seule grandeur mais de prévoir plutôt une représentation graphique permettant de mieux cerner les éléments essentiels des impacts (une sorte de rose d'impacts avec des axes spécifiques pour la toxicité humaine; l'écotoxicité terrestre; l'écotoxicité aquatique et les effets "climatologiques"). La troisième dimension pourrait servir à refléter la distribution spatio-temporelle des impacts).

3. Importance des échelles spatio-temporelles des événements avec leurs conséquences en terme d'effets sur la qualité de vie des êtres vivants.

Plusieurs éléments en rapport avec le rôle joué par les échelles spatio-temporelles associées aux problèmes de nuisances ont déjà été évoqués antérieurement (voir le paragraphe précédent). Le facteur "temps" ne constitue pas réellement une variable supplémentaire mais il peut intervenir en transformant de manière hybride (une déformation programmée et complexe) des paramètres (éco)toxiques comme la "dose" et l' "effet". L' évaluation de ces derniers, par les voies classiques, peut être influencée, à des degrés divers, par des considérations liées au devenir des produits dans l'environnement. La bioaccumulation (et les facteurs d'impacts qui la caractérisent) aura tendance à accroître les risques (en terme de dose d'exposition) mais aussi à les postposer dans le temps. Ceci n'est valable que pour les cibles biologiques humaines et celles des écosystèmes qui entrent, de manière directe ou indirecte, dans la chaîne alimentaire. Si les cibles touchées n'appartiennent pas à ces catégories (elles sont moins nombreuses en regard des équilibres fragiles qui régulent le fonctionnement des écosystèmes), les impacts du facteur "temps" peuvent s'avérer négligeables. La persistance présente également une connotation de temps mais aussi d'espace parce qu'elle implique la possibilité d'intervention des processus de transport et de transfert des polluants à longues distances. Des indicateurs comme la tension de vapeur, l'adsorption sur des fines particules (fonction du flux et de la vitesse d'émission des polluants) ou encore la vitesse d'entraînement à la vapeur d'eau, vont influencer grandement l'importance de la dispersion du toxique (même si cette dispersion agit le plus souvent dans un sens de dilution, donc de réduction du risque). La dégradabilité chimique et biologique des produits *in situ* jouera aussi un rôle déterminant ce qui justifie les recherches dont elle fait l'objet. Il est crucial de contrôler la toxicité des produits formés au cours de ces processus de dégradation car elle peut tout aussi bien s'amplifier que disparaître. La formation de chlorure de vinyle peut résulter de la dégradation de composés organochlorés peu toxiques; cette "biosynthèse" dépendant des conditions rencontrées sur le terrain (température, humidité, présence ou non de biotat ...).

Le facteur "espace" concerne plus directement le nombre de cibles exposées mais il traduit aussi l'ampleur des phénomènes, ramenés à des échelles "géographiques" exprimées par des "surfaces" et/ou des "volumes". La balance (positive ou négative) s'appréciera sur base des effets induits et de leurs conséquences. L'espace peut constituer un volume appréciable de dilution des toxiques (le plus souvent limité à l'échelle locale) mais il peut aussi être le siège, dans certains compartiments, de réactions chimiques pouvant influencer le destin des toxiques. Les exemples des composés à effet de serre ou agissant sur la couche d'ozone stratosphérique sont là pour le rappeler. L'échelle "espace" s'évalue alors en dizaine de km (altitude) et en dizaine de milliers de km (distance). Si l'on examine le cas d' autres agents polluants (oxydes d'azote, hydrocarbures, pesticides ...), la prise en charge du paramètre se limitera le plus souvent à l'échelle locale (distances inférieures à 10 km avec une altitude inférieure à 300 m voire ramenée au niveau du sol).

Comme on le voit, l'appréciation des impacts spatio-temporels peut s'évaluer sur base de considérations et de paramètres n'ayant aucune relation directe : démographie d'espèces; caractéristiques physico-chimiques; conditions locales ... Il appartiendrait aux climatologues, biologistes et épidémiologistes de se pencher sur ces questions dans le but de dégager les priorités et de préciser les niveaux d'intervention de ces éléments (la forme, l'importance) dans la gestion des risques (éco)toxiques, en tenant compte des divers niveaux d'évaluation de ces impacts : local, régional, national, continental ou mondial.

J. CONCLUSIONS GENERALES

La gestion des risques toxiques et écotoxiques implique **trois acteurs** : la communauté scientifique; les autorités de tutelles, garantes du respect des conditions de vie et l'industrie prise dans le sens le plus large du terme. Elle concerne **deux type de cibles** distinctes mais étroitement associées : l'homme et les espèces vivantes de l'écosystème, en particulier celles qui interviennent de manière directe et indirecte au niveau de l'alimentation.

La communauté scientifique a pour mission essentielle de générer les données expérimentales utiles à l'évaluation des impacts potentiels et à l'établissement des critères orientant le choix des normes. La qualité des données pose régulièrement question au même titre que la validation des hypothèses de travail servant à l'extrapolation de cette information scientifique vers une situation concrète de terrain, parfois très éloignée des conditions originelles. Les autorités de tutelles et l'industrie ont souvent des intérêts divergents en la matière même si le but poursuivi, la protection de la santé humaine et de l'environnement, s'avère aujourd'hui identique. Il peut en résulter une forme d'affrontement voire des divergences d'opinions quant à la méthodologie appliquée à la gestion du risque (éco)toxique. Les aspects politiques et socio-économiques ne sont pas absents des controverses; c'est le cas lorsqu'on évoque la perception de la balance risques-bénéfices, la situation économique locale, la compétitivité des entreprises ...

Le point de vue industriel s'articule autour d'une classification du risque qui distingue les aspects qualitatifs et quantitatifs des problèmes posés tant par les **produits à effet seuil** (la toxicologie classique évaluée par organe ou par fonction biologique) que par les **substances agissant sans seuil de toxicité** (carcinogènes, mutagènes). L'**exposition** des espèces biologiques aux agents toxiques constitue l'étape essentielle du calcul de risque, qu'elle soit approchée par la dose, la durée, la fréquence des contacts ou encore par les caractéristiques biologiques et épidémiologiques de la population concernée. L'exposition concerne deux facteurs de première importance : le profil qualitatif (éco)toxique du produit (ou du mélange) et les relations dose-effet ou réponse calculées pour l'espèce humaine. **On approche différemment le problème de l'exposition** (et ainsi l'évaluation de son impact) **selon qu'on l'aborde sous l'angle de la phase de production** (et son aval); **de la consommation ou encore de l'élimination des déchets**, avec ses impacts combinés sur l'homme et l'environnement.

Au niveau de la production, le contrôle des impacts sur la santé humaine s'avère primordial et l'on peut considérer, dans la grande majorité des cas (du moins dans nos pays développés), que les niveaux d'exposition restent faibles et acceptables en dépit des grandes quantités de produits manufacturés ou traités. La formation du personnel, les équipements de protection individuelle et logistique, la surveillance accrue des procédés industriels et des travailleurs (avec en corollaire la gestion de la durée et de la fréquence des expositions), le contrôle régulier des niveaux de produits toxiques contribuent à l'amélioration générale des conditions de travail, du moins pour les grandes entreprises où l'on dispose des moyens et de l'infrastructure nécessaires. La situation pourrait s'avérer moins favorable pour les sociétés de petites tailles (PME) qui emploient un personnel moins bien formé, travaillant dans des installations peu conformes à la manipulation de grandes quantités de produits chimiques dangereux. La population ouvrière exposée est aussi mieux ciblée que la population générale en terme de santé, de répartition d'âges et de contrôles médicaux spécifiques, réalisés à intervalles réguliers. Pour ces populations, il existe des indicateurs d'impact qui, mis en relation avec les niveaux d'exposition, permettent d'apprécier le risque toxique encouru.

Le consommateur qui serait exposé à des agents toxiques (limitation actuelle aux produits phyto-pharmaceutiques, solvants et autres substances intervenant dans le bricolage ou l'entretien des maisons) constitue une cible plus difficilement contrôlable en raison de l'absence quasi totale de données spécifiques relatives aux expositions (conditions d'emploi des produits commerciaux, moyens de protection, fréquence, durée, contamination des habitations ...). La grande majorité des produits (exception faite des plus réactionnels ou des plus actifs au plan (éco)toxique) complète leurs cycles de vie par une phase d'élimination qui les amène à se retrouver dans une ou plusieurs composantes environnementales. Les concentrations dépendent des quantités relarguées mais aussi de l'efficacité de toute une série de processus influençant le transfert, le transport et la dégradation des polluants, ce qui modifie parfois considérablement les impacts observés au plan local. En général, l'exposition des populations vivants à proximité des sites pollués (aussi dans le voisinage immédiat des entreprises) reste encore limitée par comparaison aux travailleurs. Il existe cependant quelques exceptions à cette règle où la mise en décharge de grandes quantités d'agents toxiques et persistants sur un site inadéquat (qualité des terrains, coefficient de perméabilité, absence de traitement des eaux usées et des lixiviats, proximité d'habitations sous les vents dominants ...) s'est traduite par des intoxications plus ou moins sévères pour la population avoisinante. Des situations similaires ont été rencontrées dans le cas de vieilles industries traitant des minerais de cadmium, incinérant des déchets à basse température ou synthétisant des molécules toxiques.

En dépit d'impacts liés à des niveaux de pollution parfois très différents, on ne peut négliger aucune des phases précitées dans l'évaluation du risque (éco)toxique lié aux matériaux intervenant dans le cycle de vie des produits mis sur le marché. Il est de notre devoir de veiller à ce que **les niveaux d'exposition soient très correctement évalués** pour chacune des phases et des scénarios évoqués; il faut éviter la simplification abusive du "tout ou rien" qui ne reflète plus la complexité des phénomènes biologiques et probabilistes qui orientent la gestion du risque.

Les **quantités** de polluants, la **durée** et la **fréquence** des expositions, la **taille** et le **type de populations** touchées, la (les) **voie(s) d'entrée** des toxiques (et par corollaire le milieu environnemental ou les produits concernés) constituent les éléments essentiels du volet "exposition". On pourrait y adjoindre quelques éléments complémentaires qui permettraient d'affiner la prise en charge des problèmes en incorporant des facteurs associés au devenir des polluants (dans leur nature, le temps et l'espace). Ces éléments, évoqués à diverses reprises dans ce rapport consacré aux aspects (éco)toxicologiques, pourraient, le cas échéant, faire l'objet d'une "évaluation quantifiée" obtenue sur base d'équations modulées en fonction du milieu environnemental concerné (air, eau, sols ou poussières). Des indicateurs physico-chimiques, accessibles dans la plupart des banques de données, pourraient servir à :

* **calculer l'importance et la vitesse de transfert et de transport des polluants inter-milieux**

(la constante de Henry, la vitesse d'entraînement à la vapeur d'eau, le coefficient de partage avec le carbone organique, la vitesse d'hydrolyse (ou de dégradation) ...)

* **évaluer l'importance du niveau d'imprégnation biologique** (résorption systémique)

(le coefficient de partage octanol/eau, les facteurs de bioconcentration/ biocumulation, les solubilités, le potentiel redox, la complexation ...)

En fonction de la voie d'exposition et de la phase ACV concernée (production, consommation, élimination), on pourrait s'accorder sur des équations qui modèleraient le poids des impacts liés à l'exposition. Cette façon de procéder, qui s'apparente à celle généralement de mise dans les études d'impacts, aurait le mérite de la clarté si d'aventure un large consensus se dégagait lors de l'établissement de ces équations.

La classification des risques (éco)toxiques, vue sous l'angle des **effets** (avec prise en compte ou non de **seuils d'activité**) constitue la deuxième étape d'analyse du risque. Elle complète la première mais s'avère bien plus délicate dans son application et ce, pour de multiples raisons.

La grande majorité des produits chimiques agit sur base d'un effet seuil; il semble qu'il faille atteindre et dépasser certains niveaux de concentrations pour induire une toxicité comme si l'espèce biologique (humaine) était capable de détoxifier par elle-même une petite quantité de substance (jusqu'à saturation des activités enzymatiques et des récepteurs ?) et de la tolérer sans interférence majeure sur la qualité de vie (identifiée par une modification significative enregistrée au niveau des principaux paramètres biologiques et biochimiques régulant les fonctions vitales). De nombreux indices de toxicité peuvent servir à évaluer l'impact de la toxicité des composés; ils concernent différents modèles biologiques, diverses voies d'entrée et s'établissent selon des tests officiels, plus ou moins normalisés (très peu de normalisation pour les tests de toxicité par voie inhalatoire). La classification fait intervenir le niveau d'exposition calculé sur un temps défini; cette exposition, souvent exprimée en mg/kg/j, est rapportée aux données expérimentales précisant les effets observés sur un modèle biologique expérimental. Cette approche du risque chimique, aujourd'hui universelle, présente toutefois quelques lacunes dont la principale réside dans la non additivité d'effets induits sur des fonctions biochimiques ou biologiques différentes. Si les doses, les durées ou les fréquences d'exposition s'additionnent puisque chacun de ces termes se caractérise par une même unité, il n'en va pas de même de la toxicité vue sous l'angle de l'effet. L'action d'un toxique sur la fonction rénale n'est en rien comparable à celle d'un autre élément qui agit sur la fonction hépatique, respiratoire ou neurologique. La toxicité ne s'additionne pas plus qu'elle ne se compare; l'action déterminante d'un composé sur le fonctionnement du rein entraînera un risque prioritaire pour un insuffisant rénal comme la présence de polluants atmosphériques (gaz ou poussières) agira bien davantage sur les personnes présentant une faiblesse respiratoire (asthme, emphysème ...). Si l'on fait intervenir d'autres niveaux d'action des toxiques comme les effets sur la reproduction et le développement qui implique davantage le long terme, les mécanismes d'appréciation se déforment encore et la seule prise en compte d'effets seuils de type NOEL ou LOEL devient alors très aléatoire. Les facteurs de sécurité et d'incertitude servent à corriger le poids respectif des appréciations que l'on peut formuler à ce sujet et à fixer des limites d'exposition tolérées. Le choix de ces facteurs constitue une étape critique et limitative dans l'évaluation du risque (éco)toxique. Quel est l'impact exercé sur le choix de ces facteurs par des considérations aussi disparates que :

- * la différence de type de toxicité (en particulier sur le long terme ou sur la reproduction)?
- * l'extrapolation de données expérimentales entre différentes voies d'exposition pour lesquelles l'effet de premier passage au niveau hépatique ne serait pas pris en compte?
- * l'expression différente d'une dose (intervention ou non de la surface corporelle) ?

Ces questions restent aujourd'hui sans réponse; le choix de ces facteurs d'incertitude (100 au départ d'une valeur NOEL; 500 au départ d'une valeur LOEL) varie d'une banque de données à l'autre et dépend des paramètres expérimentaux définis (degré de signification, précision des mesures ...). On peut pondérer ce choix en faisant intervenir des éléments comme :

- * la réversibilité des phénomènes biologiques (aussi en fonction de la dose)
- * la localisation de l'effet (local ou systémique)
- * la spécificité des effets en fonction de l'espèce testée au plan expérimental
- * la différence des cinétiques et des voies de biotransformation inter-espèces
- * ...

Il en résulte un choix au coup par coup qui peut conduire à des estimations sur- ou sous évaluées du risque toxique. Comment alors agréger des indicateurs d'effets aussi différents ? Comment pondérer le poids du risque aigu par rapport au chronique ? Comment évaluer correctement le rapport de risque pouvant exister entre un effet tératogène, mutagène ou cancérogène ? Pourquoi s'arrêter aux effets de sensibilisation et d'irritation des yeux et de la peau (sur quel modèle biologique ?) alors que des effets hépatotoxiques, reinaux ou pulmonaires présentent davantage de risques ? ...

Il n'existe pas de solution-miracle au problème de l'évaluation des effets et un consensus n'est pas prêt de se dégager sur ce point. Un certain nombre de recommandations peuvent toutefois être formulées. La principale réside dans la distinction qu'il faut appliquer entre produits à actions toxicologiques courantes et **substances mutagènes et carcinogènes qui semblent intervenir sans effet seuil**. Pour ces dernières, on ne peut garantir un seuil d'exposition sécurisant qui n'induirait à coup sûr aucun effet cellulaire; ces composés peuvent être actifs à des doses infinitésimales même si la probabilité de déclencher la maladie s'avère alors très faible. L'effet biologique évoqué aux paragraphes précédents est remplacé par une indication probabiliste, traduite en terme de risque supplémentaire de cas de cancer. Considérant le vieillissement de nos populations, la complexité (et le coût) des thérapies mises en oeuvre, le problème des substances carcinogènes est devenu aujourd'hui prioritaire.

Les données servant de base à l'évaluation du risque carcinogénique (facteurs de pente ou unités UCR) restent encore limitées au plan de l'extrapolation à l'homme; la plupart concerne des expérimentations animales ou des essais *in vitro* menés sur des cultures de cellules ou de bactéries. L'extrapolation des relations dose-réponse doit concerner en priorité les produits pour lesquels la démonstration de la transposition de l'effet mutagène ou carcinogène du modèle biologique à l'homme a été clairement établie (les classes 1 et 2A). Pour les autres catégories d'agents génotoxiques, la prudence est certes de rigueur et la prise de positions conservatoires totalement justifiée. Plusieurs éminents toxicologues ont proposé la création d'une classe intermédiaire "les agents faiblement carcinogènes" qui ferait l'objet d'une estimation spécifique du risque toxique, basée sur un compromis entre les deux approches précitées. On peut toutefois s'interroger sur la portée réelle d'une telle mesure, ne serait ce qu'en raison de l'impact émotionnel que susciterait, sur le public, le qualificatif "faiblement carcinogène". La réponse finale viendra peut être de l'établissement de critères validés et reconnus pour la non classification de produits en tant que carcinogènes. Aujourd'hui, il existe des critères spécifiques permettant de classer les substances oncogènes en différentes catégories mais aucun élément ne permet de dire si le produit incriminé ne risque pas d'induire, à très long terme, un effet mutagène et potentiellement carcinogène, à fortes doses.

Pour ces produits dépourvus d'effet seuil, les scientifiques et les agences officielles ont suivi une politique très conservatoire en proposant une évaluation du risque basée sur les hypothèses de travail les plus sévères; le risque est calculé en considérant une stricte proportionnalité entre la dose externe et celle qui atteint un tissu cible ou une entité chimique spécifique comme l'ADN et ce calcul met en jeu des paramètres évalués au départ des modèles mathématiques les plus

défavorables (linearized multistage). La nature des effets engendrés, leur irréversibilité et le coût des traitements médicaux justifient cette attitude transitoire. On peut en effet espérer, qu'avec le développement des connaissances biochimiques et la validation des modèles cinétiques à base physiologique (PBPK : physiologically based pharmacokinetic), on puisse proposer, à moyen terme, des méthodes alternatives qui cerneront davantage la réalité. Dans cette attente, on ne peut que recommander la prudence en insistant sur la nécessité de recourir aux traditionnelles méthodes de calculs et estimations préconisées dans ce rapport. Il serait dangereux d'improviser sur des matières aussi fluctuantes et sujettes à caution.

L'importance des bases de données expérimentales (donc leur contenu et la remise à jour régulière) est également prépondérante dans l'évaluation correcte des effets induits sur l'homme. A ce titre, il serait urgent d'élargir le champ des investigations en encourageant la réalisation d'**études métaboliques et cinétiques** (demi vie biologique) qui permettraient d'identifier des métabolites non produits par les espèces animales servant de modèles aux essais toxicologiques. Ces deux éléments constituent le fondement d'une recherche fondamentale et appliquée qui devrait s'amplifier avec les années pour répondre aux questions de sécurité liées à la commercialisation des nouveaux produits. Diverses agences internationales s'activent pour trouver les solutions techniques et scientifiques mais aussi les moyens financiers permettant d'atteindre ces objectifs.

Au plan de l'**écotoxicité**, les solutions proposées s'avèrent plus délicates encore qu'au plan toxicité. Cela ne se marque pas trop en terme d'exposition [les mesures préconisées ci-dessus, en matière de devenir (accumulation, persistance, dégradation), de transport et de transfert des polluants peuvent être prises en compte correctement] mais cela devient ingérable au niveau de l'évaluation des effets biologiques. La baisse de fertilité observée sur une espèce peut résulter de très nombreux facteurs, sans rapport les uns avec les autres; la disparition d'une population animale n'est pas seulement dépendante de la chaîne alimentaire ou des relations proie-prédateur; les effets mutagènes ou carcinogènes ne sont guère connus sur de nombreuses espèces ...

On dispose tout au plus de quelques données épidémiologiques validées pour la population humaine, générale. Dans ces conditions, il est préférable de s'abstenir et de ne point s'engager sur l'agrégation d'indicateurs d'effets non dûment identifiés et clairement attribués. On se bornera à la prise en charge des seuls **indicateurs d'exposition** en essayant toutefois d'établir des passerelles qui permettent de mieux gérer l'impact des transferts de toxiques inter-espèces.

Arrivé au terme de ce rapport, il semble que l'on puisse formuler quelques conclusions d'ordre général quant au **rôle et à l'évaluation du poids de la toxicologie et de l'écotoxicologie dans l'analyse du cycle de vie des produits commerciaux**. Ces conclusions s'inscrivent dans le cadre général défini par les auteurs du document principal consacré à l'étude ACV - outil d'aide à la décision industrielle (voir le rapport de E.Labouze, P.Rousseaux et G.Grosjean), à savoir :

- * les objectifs ACV ne sont pas figés à l'avance mais définis au coup par coup;
- * la notion d'impact doit rester suffisamment floue (pour englober un maximum de concepts)
- * la globalisation des problèmes liés au cycle de vie implique l'existence de divers outils orientés tour-à-tour vers la toxicologie du travail (toxicité humaine interne)
 - la toxicologie humaine (population générale)
 - l'écotoxicologie : les êtres vivants des écosystèmes,
 - la qualité de l'environnement

Dans ces conditions, on peut avancer les propositions suivantes :

1. La toxicologie et l'écotoxicologie constituent deux **éléments essentiels du dossier**; personne ne peut nier aujourd'hui les conséquences des effets néfastes observés chez les travailleurs et sur certaines classes de la population, à la suite d'une mauvaise gestion des problèmes de pollutions industrielles et environnementales. Ces conséquences risquent d'affecter la santé des individus et leur qualité de vie. Dans les deux cas, cela s'est traduit par des coûts financiers très importants et par la prise de décisions dont on n'a pas fini de mesurer et de chiffrer les effets.

2. **Diverses méthodologies ont été proposées** pour prendre en compte la contribution du poids de l'(éco)toxicité des produits dans l'analyse du cycle de vie. En dépit des efforts entrepris de par le monde, il faut reconnaître que **certaines difficultés majeures persistent**, hypothéquant la validité des calculs et des conclusions qui en découlent. Ces problèmes résultent de l'extrême complexité du monde vivant et des lacunes scientifiques. Les méthodologies récemment proposées en vue d'incorporer le poids des impacts (éco)toxiques des composés font appel à des concepts et des moyens techniques qui réclament encore de nombreuses étapes d'évaluation et de validation, en particulier au plan des effets induits. Il existe diverses raisons pour justifier cette position mais les éléments essentiels se répartissent autour des quelques axes suivants :

* la compilation des données (éco)toxicologiques n'est pas aisée et reste insuffisante au plan de la qualité (le problème de la validation des techniques expérimentales) et de la quantité (la masse d'informations accessibles dans les banques de données); on ne peut comparer des indices qui n'ont aucun rapport entre eux. Pour ces raisons, il n'est pas aisé d'hierarchiser un danger ou un risque sans passer par des considérations parfois subjectives ou des raccourcis saisissants. Il est aussi difficile (voire dangereux) de se servir de modèles expérimentaux établis dans des circonstances et sur des bases parfois très différentes de celles envisagées dans le cadre de l'ACV des produits. Il se pourrait que le degré de pertinence et de fiabilité des données ne soit plus garanti lorsque l'application change ou les conditions d'utilisation varient. Le niveau d'acceptabilité de tels outils (en particulier ceux qui mettent en oeuvre la méthode des scores et des techniques d'agrégation) pourrait même être sérieusement remis en question;

* l'additivité et l'assimilation de données disparates, produites sur des modèles ou dans des circonstances parfois très éloignées de la réalité, constituent des démarches difficiles qui ne sont pas prises en compte par les facteurs de sécurité et d'incertitude. L'imprécision de ceux-ci contribue encore aux imperfections d'ordre méthodologique déjà évoquées. On peut souhaiter que le développement des connaissances (quant aux mécanismes d'action des toxiques) permette rapidement d'ébaucher de nouvelles voies d'approche facilitant la prise en compte des effets sur les organismes vivants. Il pourrait en résulter un classement structuré, mieux adapté aux techniques de scores évoquées plus haut.

* la difficulté d'agréger des données, de par nature, très différentes aboutit à des modèles contestés dont l'évaluation nécessitera encore de nombreux efforts; les effets enregistrés à la suite d'expositions à de faibles niveaux d'agents toxiques (toxicologie chronique et à long terme) réclament des méthodes d'investigations spécifiques (épidémiologie classique et moléculaire, questionnaires...) qui ne pourront être validées qu'à longue échéance, après la mise en place et la réalisation de nombreuses études de terrain, accompagnées des indispensables analyses biostatistiques qui doivent en préciser la signification. Il ne faut jamais sous estimer l'importance du délai (lag time) pouvant exister entre une faible niveau d'exposition à un agent toxique et l'apparition des premières manifestations pathologiques. Il ne faut pas davantage négliger le

risque d'enregistrer une modification sensible des mécanismes d'action des toxiques en fonction de leur charge. L'effet observé pour une dose peut changer radicalement à un autre niveau de concentration (il en va de même pour la cible biologique : une faible concentration pourrait exercer une action indirecte mais dramatique sur un organe; une plus forte teneur peut agir, de manière limitée, sur le fonctionnement d'un autre). C'est un élément essentiel, souvent mésestimé, qui affaiblit aujourd'hui la signification des impacts liés aux effets observés sur les modèles biologiques. La toxicologie expérimentale implique généralement (pour des raisons techniques) des doses ou des niveaux de concentrations souvent très éloignés de ceux auxquels nos populations se voient exposées. La mise en place d'essais conduits au niveau moléculaire ou cellulaire permettra de répondre à ce type d'objections. Le suivi cinétique des phases (ou mécanismes) d'intoxication (avec le développement de modèles PB-PK validés) facilitera également le traitement mathématique des données expérimentales facilitant la délicate gestion de l'extrapolation des relations dose-effet aux faibles niveaux d'exposition. Il en résultera une diminution importante des facteurs d'incertitude qui hypothèquent aujourd'hui la crédibilité scientifique des études (éco)toxicologiques et suscitent la méfiance du grand public.

Pour ces différents motifs, il apparaît prématuré d'inclure aujourd'hui dans un dossier ACV, sous une forme trop simplificatrice, le poids des impacts toxiques et écotoxiques, vu sous l'angle des **effets**, même s'il s'agit là d'éléments essentiels. L'assimilation des effets (éco)toxiques avec les autres facteurs technico-économiques reste difficile au plan conceptuel et méthodologique. Il nous apparaît plus judicieux d'évaluer transitoirement les impacts potentiels au travers des **expositions**, en incorporant les diverses composantes environnementales (air, eau, sols et poussières). On devrait pouvoir se mettre rapidement d'accord sur une utilisation plus systématique et pondérée, selon les circonstances (notamment le poids des facteurs spatio-temporels), des indicateurs d'impacts de type physico-chimique qui permettraient d'évaluer le devenir des polluants dans les milieux concernés. La prise en charge de paramètres complémentaires susceptibles d'influencer le devenir des substances après leur résorption (*in vivo*) constituerait un nouveau pas très important dans la bonne direction. On réservera toutefois cette analyse aux seuls composés toxiques produits en quantités suffisantes pour justifier le surcroît des études toxicologiques requises.

Dans l'attente d'un consensus, les études d'impact réalisées de nos jours, devront se poursuivre en dépit de leurs limitations importantes. Cette période de transition sera mise à profit pour combler les lacunes et mettre sur pied de nouveaux outils d'investigation comme ceux évoqués dans cet ouvrage et produire les données de base indispensables qui conféreront aux analyses (éco)toxicologiques la rigueur, la validité, la signification et la transparence permettant d'apprécier à sa juste valeur leur contribution respective dans l'évaluation correcte du cycle de vie des produits mis sur le marché.

LISTE-INVENTAIRE DES PRINCIPALES SOURCES D'INFORMATIONS TOXICOLOGIQUES

Diverses sources de renseignements existent permettant d'identifier et de trouver les données nécessaires à la gestion des risques (éco)toxiques.

Elles existent sous des formes très différentes : **bases de données** (physico-chimiques, toxicologiques, réglementaires ...) dûment organisées; des **dossiers, revues ou recueils de réglementations** spécifiques, rédigés par des comités d'Experts internationaux faisant référence et autorité en ces matières; des **logiciels** orientés vers la gestion du risque chimique, calculé sur base de modèles expérimentaux plus ou moins validés et bien entendu les **supports scientifiques habituels** : littérature, symposia et autres ateliers techniques où l'on débat de points très spécifiques devant un parterre de spécialistes reconnus par la communauté scientifique.

La liste suivante des ressources disponibles est loin d'être exhaustive mais elle donne un premier aperçu des moyens existants :

1. Bases de données toxicologiques

Trop nombreuses que pour être citées ici, elles peuvent être compulsées sur le réseau Internet (certaines sont payantes) ou acquises sous des formes variables (documents, tables de chiffres, CD-ROM ...). Elles font souvent la distinction entre la toxicologie du travail (la toxicité humaine au poste de travail - CCINFO par exemple) et celle de l'environnement (EPA ou ATSDR par exemple). Elles concernent presque exclusivement l'homme en tant que cible biologique et ne mentionnent, pour la plupart, que les seules données obtenues sur espèces animales supérieures (très peu d'indications toxicologiques sur les plantes et les insectes, à l'exception des produits qui leur sont destinés). L'utilisation extemporannée de ces banques sur les réseaux de télécommunications ne coûte que quelques dollars par recherche; les coûts d'acquisition peuvent aller de 500 à 3.000 \$ en fonction du type de données et de la fréquence des remises à jour.

2. Dossiers, revues ou réglementations

Le document "Identification of priority chemicals in hazardous wastes", proposé par le bureau régional européen de l'OMS, constitue un exemple pouvant servir de référence pour l'évaluation de scores de risque. Il a été rédigé par la firme Environmental Resources Ltd de Londres dans le cadre du contrat européen "La santé pour tous" (target N°23). Son objectif essentiel consistait à dresser la liste des principaux produits chimiques à prendre en compte au plan du déchet dangereux. Le document, initialisé en 1987, a fait l'objet de plusieurs révisions par des groupes d'Experts européens et nord-américains avant d'être revu par un Comité Technique dirigé par le Professeur A.G.Beukens de l'Université Libre de Bruxelles. Le document final a été déposé en juin 1989 et publié par l'OMS en 1990.

On y retrouve une liste de 150 composés prioritaires, établie sur base de données en provenance de l'OCDE et de l'UAREP. Cette liste tient compte des quantités de matériaux produits par l'industrie, du comportement et du devenir de ces composés dans l'environnement (sur base de facteurs aussi divers que la solubilité, la volatilité, la bioaccumulation, la dégradation) et de leur caractère toxique vis-à-vis de l'espèce humaine (sur base de critères objectifs comme la valeur ADI ; la carcinogénicité ou encore la toxicité aiguë par son paramètre le plus courant et le plus accessible, la LD50). Le travail réalisé par ces Experts a permis de dresser deux listes limitatives

de 12 et de 21 produits prioritaires en matière de déchets toxiques et dangereux. Cette courte liste, pratique et utile, permet toutefois de dégager les éléments essentiels de la prise en compte de la problématique des déchets. D'après les recouvrements effectués avec les Hygiénistes américains, elle permet d'assurer l'essentiel même si, comme pour tout système de scores, on peut regretter l'utilisation de jugements de valeur pas toujours scientifiquement étayés.

Les auteurs sont parfaitement conscients des limitations importantes de leur document (limitation de la liste; rapport indirect non établi entre certains paramètres comme la quantité de matières rejetées et le risque (éco)toxique; variations considérables dans les scénari d'exposition des populations; absence de données tangibles, utilisables en matière de composition ou de gestion de déchets; non intégration des produits de décomposition ...). La non prise en charge d' éléments aussi essentiels que les effets synergiques ou antagonistes potentiels, pouvant résulter de la présence simultanée de très nombreux constituants chimiques en mélange dans un déchet, représente également une autre lacune majeure.

Le texte complet du document de l'OMS est rapporté en Annexe.

3. Logiciel d'aide à la gestion du risque toxique

Il doit exister plusieurs logiciels d'aide à la gestion du risque chimique. Risk*AssistantTM for Windows (produit par The Hampshire Research Institute 9426, Forest Haven Drive à Alexandria, VA 22309 USA) constitue un modèle intéressant et relativement complet du point de vue environnemental (une version Toxicologie du Travail est en cours de réalisation et devrait être disponible fin 1996). Il incorpore des bases de données physico-chimiques, toxicologiques et de réglementations, fréquemment remises à jour. Il donne accès à de nombreux scénarios et inclut un modèle de dispersion de polluants atmosphériques (WIN-ISC2) qui respecte les recommandations formulées en ces matières par l'EPA américaine. Facile d'utilisation sous sa configuration Windows, son coût reste très accessible (~ 250 \$).

**QUELQUES NORMES AFNOR UTILES DANS L'EVALUATION DES RISQUES
(ECO)TOXICOLOGIQUES**

Management	X 30		Analyse du cycle de vie
Qualité de l'air	X 20		Analyse des gaz (métrologie)
	X 43	A	Qualité de l'air (général)
	X 43	B	Emissions (sources fixes)
Ecotoxicologie	T 90	B	Ecotoxicologie aquatique et terrestre
Qualité des sols	X 31	L	Qualité des sols
	X 31	B	Echantillonnage
	X 31	C	Analyses chimiques
	X 31	E	Méthodes de mesures applicables aux sites
Déchets	X 30	D	Déchets
	X 30	G	Echantillonnage
	X 30	J	Analyse du lixiviat
	X 30	L	Lixiviation des déchets
	X 30	P	Perméabilité
	X 30	Y	Comportement à long terme des déchets

ANNEXES

Exemples de listes de concentrations maximales d'exposition en entreprises
(Toxicologie du travail)

TLV américaine (mise à jour 1995-1996)
VLE française (note CDU 613,63 ND 1945-153-93 de l'INRS mise à jour 02/95)

Exemples de listes de concentrations/doses d'exposition autorisées
(Toxicologie environnementale)

MRL's produites par ATSDR
RfD's et RfC's produites par l'EPA

Publication de J.Guinée et R.Heijungs (dans Chemosphere Vol 26 N°10 pp 1925-1944 (1993))

A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle
assessment of products

Publication présentée à l'occasion d'un congrès international

Fourth Conference on Toxic Substances - Air and waste management association
Montreal, Quebec, Canada (April 4-5 1990)

International approaches to establishing site cleanup levels : an evaluation of different
methods

Auteur : K.E.Kelly

Publication du Bureau Régional Européen de l'OMS (EUR/ICP/CEH 035) selon un document
établi par Environmental Resources Ltd (London)

Identification of Priority Chemicals in Hazardous Wastes

(EUR/HFA target 23 - 1990)

ANNEXES

Valeurs limites d'exposition professionnelle aux substances dangereuses de l'ACGIH aux Etats-Unis et de la Commission MAK en Allemagne

Traduction d'extraits des fascicules « 1993-1994 Threshold Limit Values for chemical substances » de l'ACGIH et « Maximum concentrations at the workplace for working materials 1993 », version anglaise du rapport annuel de la MAK-Kommission

Occupational exposure limits at the workplace : ACGIH (USA) and MAK-Kommission (Germany)

This leaflet presents the limit values adopted by the American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) and the MAK-Kommission in Germany. Further information is included in annexe.

Limit value / Chemical substance / ACGIH / Germany

Présentations résumées des systèmes de valeurs limites de l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) aux Etats-Unis, et de l'Allemagne. En annexes, sélection d'informations complémentaires données par l'ACGIH et la MAK-Kommission.

Valeur limite / Substance chimique / ACGIH / Allemagne

1. LES TLV DE L'ACGIH (ETATS-UNIS)

Parmi les valeurs limites les plus connues figurent celles élaborées aux Etats-Unis d'Amérique par une association professionnelle, l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH). Cette association de droit privé a été créée en 1936 pour pallier l'insuffisance des dispositions prises à l'époque par les pouvoirs publics pour la protection des travailleurs de l'industrie chimique. Elle a défini des valeurs limites (TLV, Threshold Limit Values) destinées uniquement à servir de guide

ou de recommandations techniques pour une meilleure maîtrise des risques pour la santé au travail. Dès l'origine, l'ACGIH a insisté pour que ces valeurs ne deviennent pas réglementaires, recommandation qui est restée ignorée par de nombreuses autorités locales, régionales ou nationales aux Etats-Unis, et par des pays étrangers.

Aux Etats-Unis, c'est à l'OSHA (Occupational Safety and Health Administration, Administration pour la santé et la sécurité professionnelles) qu'il revient de promulguer les valeurs réglementaires sur les lieux de travail (PEL, Permissible Exposure Limits, limites admissibles d'exposition).

Les TLV s'appliquent aux concentrations atmosphériques de substances dangereuses ; elles définissent des conditions auxquelles on croit que presque tous les travailleurs peuvent être exposés, jour après jour, sans effet adverse pour leur santé. Cependant, du fait de la grande variabilité des sensibilités individuelles, un faible pourcentage des travailleurs peut ressentir, pour certaines substances, un inconfort à des concentrations égales ou inférieures à la TLV ; pour un pourcentage encore plus faible se développera un état pré-existant ou apparaîtra une maladie professionnelle. Le mieux est donc de maintenir des niveaux de concentration aussi bas que possible pour tous les polluants.

Définitions

L'ACGIH, pour tenir compte des diverses caractéristiques de l'action toxique des différentes substances, a défini trois types de TLV :

- les **TLV-TWA** (Time-Weighted Average) ou valeurs moyennes pondérées sur 8 heures par jour et 40 heures par semaine (1) ;
- les **TLV-STEL** (Short-Term Exposure Limit) ou valeurs limites d'exposition de courte durée : elles représentent les concentrations moyennes pondérées sur 15 min, qui ne doivent être dépassées à aucun moment de la journée. Elles protègent des effets d'irritation, de narcose ou d'atteinte chronique ou irréversible. Les expositions dépassant les TLV-STEL ne doivent pas se produire plus de 4 fois par jour à intervalle minimum d'au moins une heure. La TLV-TWA doit être respectée ;
- les **TLV-C** (Ceiling) ou valeurs plafond, qui ne doivent jamais être dépassées, même en valeur instantanée. En pratique si le contrôle instantané n'est pas réalisable, on prélève pendant 15 min sauf pour les substances qui provoquent une irritation immédiate pour une exposition brève.

Limitations

Les TLV sont des valeurs expérimentales déduites de l'expérience industrielle et des connaissances toxicologiques pour l'homme ou l'animal et, autant que possible, de l'ensemble de ces connaissances.

(1) Les VME françaises s'apparentent aux TLV-TWA ; les VLE représentent une synthèse entre les TLV-STEL et les TLV-C.

Elles sont établies pour un seul contaminant à la fois.

Les critères de détermination varient d'une substance à l'autre : pour certaines substances, le seuil sera établi sur des considérations subjectives, telles que la limitation de l'irritation, de la narcose ou d'une gêne quelconque ; pour d'autres, sur la nécessité de protéger la santé.

Certaines personnes peuvent aussi être hypersensibles ou exceptionnellement réceptives à certains produits chimiques à cause de facteurs génétiques, de leur âge, d'habitudes personnelles (fumer, consommer de l'alcool ou d'autres drogues...), de la prise de médicaments ou d'une exposition antérieure. De telles personnes peuvent ne pas être convenablement protégées des effets défavorables pour la santé pour des concentrations de produits chimiques égales ou inférieures aux valeurs limites. Dans ce cas, le médecin du travail doit évaluer les mesures complémentaires nécessaires.

Les TLV ne déterminent donc pas une frontière entre les ambiances dangereuses et celles qui ne le seraient pas.

Pour les mêmes raisons, elles ne peuvent constituer une échelle de toxicités relatives.

Elles sont exclusivement destinées à être utilisées dans l'industrie comme guide ou recommandations. Elles ne doivent pas être utilisées pour le contrôle des nuisances dues à la pollution de l'air dans les villes, ni pour une exposition ininterrompue, ni comme preuve ou non-preuve d'une maladie existante ou d'un mauvais état physique, ni adoptées dans des pays où les conditions de travail ou les procédés sont différents de ceux rencontrés aux Etats-Unis.

Elles ne doivent pas être utilisées par des personnes n'ayant pas de pratique en hygiène industrielle.

TLV-TWA et dépassements de courtes durées

Le lien entre une valeur limite pondérée et l'amplitude avec laquelle elle peut être dépassée sur de courtes périodes sans risque d'atteinte pour la santé dépend de nombreux facteurs comme la nature de la substance, l'intensité de ses effets aigus, le caractère cumulatif de ses effets toxiques, la fréquence et la durée des dépassements.

Pour la majorité des substances pourvues d'une TLV-TWA, il n'y a pas assez

de données toxicologiques pour justifier une TLV-STEL. Néanmoins, les dépassements de la TLV-TWA devraient rester sous contrôle même si cette dernière est respectée. A la suite de nombreuses enquêtes sur le terrain, il a été observé que les expositions de courtes durées étaient en général réparties de façon log-normale, avec un écart-type géométrique le plus souvent de l'ordre de 1,5 à 2. L'ACGIH considère qu'un écart-type plus important révèle un mauvais contrôle des procédés de fabrication et conclut par une règle simple, qui se veut pratique : « Les expositions de courte durée ne devraient pas dépasser 3 fois la TLV-TWA, ni totaliser plus de 30 min sur la journée de travail ; elles ne devraient à aucun moment dépasser 5 fois la TLV-TWA. Cette dernière doit rester respectée. »

Pénétration percutanée

La mention d'une pénétration percutanée, symbolisée par * dans la liste des valeurs, signifie que la substance liquide ou à l'état de vapeur peut pénétrer dans l'organisme surtout à travers la peau mais aussi par les muqueuses et les yeux. Cela ne signifie pas que la substance est irritante ou sensibilisante. Une atteinte de la peau peut modifier la pénétration percutanée.

Les substances auxquelles la mention * est attribuée et qui ont une TLV faible peuvent créer un problème particulier lorsque leur concentration dans l'air est élevée et qu'une grande surface cutanée est exposée pendant une durée importante. Dans ce cas, il faut réduire ou empêcher le contact cutané. La mention * doit alerter l'hygiéniste qu'un prélèvement d'air seul est insuffisant pour quantifier avec précision l'exposition à une substance chimique. C'est par un contrôle biologique que l'on peut évaluer la pénétration percutanée.

Poussières non classées

Contrairement aux poussières fibrosantes qui provoquent dans les poumons la formation de tissu cicatriciel, les poussières dites « inertes » (biologiquement) ne provoquent pas de maladies organiques ou d'effets toxiques lorsqu'elles sont inhalées en quantité modérée. Le terme inerte est cependant inapproprié car toute poussière déclenche une réponse des cellules pulmonaires lorsqu'elle est inhalée en quantité suffisante. Toutefois la réaction causée par l'inhalation présente les caractéristiques suivantes :

- 1) l'architecture des espaces aériens reste intacte ;

- 2) le tissu cicatriciel ne se forme pas en quantité significative ;
- 3) la réaction du tissu est réversible.

Une TLV-TWA de 10 mg/m³ est recommandée à condition que la poussière totale ne contienne pas d'amiante et contienne moins de 1 % de silice cristalline. Cette valeur ne s'applique pas à des expositions à des concentrations élevées de courte durée. Cette valeur ne s'applique pas non plus à des substances capables de provoquer une altération physiologique et pour lesquelles aucune TLV n'a encore été établie.

Gaz et vapeurs asphyxiants

Certains gaz ou vapeurs, lorsqu'ils sont présents dans l'atmosphère à des concentrations élevées, agissent comme de simples asphyxiants sans action physiologique. On ne peut pas déterminer de TLV dans ce cas, car le facteur limite à considérer est la teneur en oxygène. Elle doit être au minimum de 18 % en volume dans les conditions normales de pression (135 torr). Une atmosphère déficiente en oxygène ne provoque aucun avertissement et la plupart des substances asphyxiantes n'ont pas d'odeur. Certains asphyxiants forment des mélanges explosifs avec l'air.

Aérosols

Dans le cas des aérosols (voir annexe A1.3), les valeurs sont exprimées en « poussières totales » sauf quand la fraction alvéolaire est désignée (ceci est indiqué dans le tableau par la lettre a après la valeur). Ces poussières ne contiennent pas d'amiante ou contiennent moins de 1 % de silice cristallisée ; dans le cas de la poussière de charbon, ce pourcentage de silice cristallisée est de 5 %. Les poussières de coton sont échantillonnées à l'éluatrieur vertical de Lynch. Enfin, la valeur pour les stéarates ne s'applique pas aux stéarates des métaux toxiques.

2. LES VALEURS MAK (ALLEMAGNE)

Depuis 1969, la Commission pour l'étude des substances dangereuses pour la santé sur le lieu de travail (MAK-Kommission) établit et publie chaque année une liste, reprise par le ministère du Travail sous forme de circulaire. Au cours de l'élaboration des valeurs MAK, les effets des composés et les critères

scientifiques ont la priorité ; cependant, quand c'est possible, des critères pratiques liés aux procédés, aux profils d'exposition qu'ils entraînent, à la faisabilité technique ou économique sont également pris en considération pour la protection de la santé.

Par principe, on donne priorité à l'expérience industrielle plutôt qu'aux données de l'expérimentation animale. L'expérience acquise avec certains produits, et les suggestions pour inclure de nouveaux composés, servent de base pour les projets de révisions annuelles. Les modifications et adjonctions envisagées sont publiées chaque année dans la liste ainsi que dans plusieurs journaux et périodiques. Après ratification du projet, les organisations professionnelles sont officiellement informées, afin qu'elles puissent faire valoir en temps utile la documentation scientifique.

Définition

La valeur MAK (Maximale Arbeitsplatzkonzentration, concentration maximale sur le lieu de travail) est la concentration maximale admissible d'une substance chimique dans l'air du lieu de travail (à l'état de gaz, vapeur ou aérosol) qui, dans l'état des connaissances actuelles, n'altère généralement pas la santé du travailleur, ni ne provoque une gêne induite.

Les diverses sensibilités individuelles (en tant qu'elles dépendent de l'âge, du sexe, de la constitution, de la nutrition, du climat, etc.) sont, chaque fois que possible, prises en considération pour l'établissement des valeurs MAK.

En règle générale, la valeur MAK est une valeur moyenne pondérée sur une journée de travail. Dans ces conditions, l'exposition peut être répétée pendant de longues périodes sur une durée quotidienne de 8 heures, constituant une semaine moyenne de travail de 40 heures.

Limitations

De nombreux facteurs autres que la pénétration par voie respiratoire peuvent agir sur la nature et l'intensité de l'effet observé : pouvoir sensibilisant, pénétration percutanée, corrosivité, combustibilité, pression de vapeur, etc. La sensibilisation (par exemple cutanée ou du système respiratoire) peut provoquer des réactions individuelles plus ou moins rapides et sévères lors de l'exposition. Même le respect des valeurs MAK n'empêche pas de telles réactions. La surveillance médicale des

individus exposés reste donc nécessaire.

Les valeurs MAK ne peuvent être utilisées pour calculer des facteurs constants de risques associés à une exposition à long terme dans une atmosphère quelconque, par exemple dans l'environnement au voisinage d'une usine.

Contrôles analytiques

La protection de la santé, but des valeurs MAK, peut être assurée par un suivi systématique et quantitatif de la concentration atmosphérique des substances utilisées sur le lieu de travail.

Les mesures doivent se dérouler de façon à obtenir une valeur représentative de la moyenne de la concentration (ou une estimation statistiquement significative), aussi bien que de ses fluctuations, pendant la période examinée. La nature du travail doit également être prise en considération.

Dans la mesure du possible, le recueil d'échantillons doit s'opérer à proximité immédiate de l'ouvrier et au niveau des voies respiratoires.

L'utilisation d'appareillage permettant une surveillance continue sur une durée prolongée (par exemple une journée de travail) avec les meilleures spécificité et sensibilité est recommandée. Dans de tels cas, il faut tenir compte du fait que la hauteur et la séparation des pics peuvent être influencées par le temps de réponse de l'appareillage.

L'utilité de quantifier également la substance dangereuse, ses métabolites, ou ses effets dans les milieux biologiques a récemment été démontrée. Dans la majorité des cas, des échantillons de sang ou d'urine sont le matériau analysé. Le rapprochement des données chimiques, biochimiques et médicales devrait permettre de confirmer la validité des valeurs MAK ou de les corriger.

Dépassements

Les valeurs MAK ont toujours été définies et appliquées comme des valeurs pondérées sur 8 heures. Cependant, dans la pratique, la concentration réelle des substances présentes dans l'air du lieu de travail oscille fréquemment et de façon considérable autour d'une valeur moyenne : des concentrations nettement supérieures (ou inférieures) à cette valeur moyenne peuvent se rencontrer pendant de courtes durées. En fonction du degré de toxicité, la valeur des pics de concentration et une estimation de

leur fréquence doivent être déterminées. Pour de nombreuses substances, les dépassements de la valeur moyenne doivent être limités afin d'empêcher des effets nocifs pour la santé. L'importance du risque dépendant des caractéristiques chimiques et toxicologiques de chaque substance, un système a été élaboré dans lequel le plus grand nombre possible des substances de la liste a été réparti dans des catégories, dont les définitions tiennent compte à la fois des données toxicologiques et des possibilités analytiques.

Dans tous les cas, la valeur pondérée sur 8 heures doit être respectée. Dans ces conditions, les dépassements au-dessus de cette valeur pondérée sont précisés, par catégories, dans le tableau ci-contre.

Catégories	Niveau à court terme		Fréquence par jour de travail
	Pic	Durée	
I. Irritants locaux	MAKx2	5 min, P	8
II. Substances à effets systémiques Apparition de l'effet en 2 heures ou moins			
II,1 : demi-vie < 2 h	MAKx2	30 min, M	4
II,2 : demi-vie = 2 h à 8 h	MAKx5	30 min, M	2
III. Substances à effets systémiques Apparition de l'effet après 2 h, demi-vie > 8 h (propriétés cumulatives)	MAKx10	30 min, M	1
IV. Substances causant des effets très faibles (MAK > 500 ppm)	MAKx2	1 h, P	3
V. Substances très odorantes	MAKx2	10 min, P	4

P = valeur à ne jamais dépasser ; M = valeur pondérée sur la durée indiquée.
La demi-vie est la durée au terme de laquelle la concentration a diminué de moitié.

Signes, symboles et notes utilisés dans le tableau principal

Symboles	
S	Valeur STEL pour l'ACGIH
P	Valeur « plafond » pour l'ACGIH
()	Les valeurs entre () sont encore valables mais d'autres sont à l'étude (l'ACGIH propose d'autres valeurs dans le tableau A1.1 en annexe)
*	Pénétration cutanée (peau, muqueuses et yeux)
All	Sensibilisant, risque d'allergie
A1, A2, A3, A4, A5	Catégories de l'ACGIH pour les substances cancérigènes
A1, A2, B	Catégories MAK pour les substances cancérigènes
I, II, III, IV, V	Catégories MAK pour les substances à limitation d'exposition
p	Catégorie MAK pas encore définie
i	Fraction inhalable
a	Fraction alvéolaire
Notes	
(1)	Cette information s'applique aux esters et aux dérivés aminés mais pas à l'acide lui-même.
(2)	En poussières totales ne contenant pas d'amiante et contenant moins de 1 % de silice cristallisée.
(3)	Cette valeur s'applique à des poussières contenant moins de 5 % de silice libre. Pour des poussières contenant 5 % et plus de silice libre, vérifier que la concentration en quartz alvéolaire ne dépasse pas la valeur limite de 0,1 mg/m ³ . La concentration de la poussière alvéolaire pour l'application de cette limite doit être déterminée à partir de la fraction traversant un séparateur dont les caractéristiques sont définies en annexe (§ A1.3c).
(4)	Poussières sans fibres courtes dont la concentration est mesurée par l'échantillonneur de poussières de coton à élutriateur vertical décrit par J.R. Lynch dans « Transactions of the national conference on cotton dust », 2 mai 1970, p. 33.
(5)	En poussières totales.
(6)	Valeur obtenue par une méthode avec laquelle on ne recueille pas les vapeurs.
(7)	Pour le contrôle de l'atmosphère ambiante d'une pièce, la surveillance biologique est essentielle pour le contrôle de l'exposition du personnel.
(8)	Etabli à partir d'un échantillonnage sur un grand volume d'air.
(9)	Biodisponible qualifie une substance qui peut être absorbée par l'organisme et transportée vers l'organe cible.
(10)	Simple asphyxiant.
(11)	Fibres de longueur supérieure à 5 µm et de rapport longueur/largeur ≥ 3, déterminées par la méthode du filtre à membrane, grossissement 400-450 (objectif de 4 mm), en contraste de phase.

Expression des valeurs limites

Les valeurs limites des gaz et vapeurs sont exprimées à la fois en poids (mg/m³) et en volume (ppm = parties par million). La correspondance entre les valeurs exprimées dans les deux unités de mesure est donnée, à 25 °C et sous 760 mm Hg, par les formules suivantes :

$$\text{valeur en ppm} \times \frac{\text{masse molaire}}{24,45} = \text{valeur en mg/m}^3$$

$$\text{valeur en mg/m}^3 \times \frac{24,45}{\text{masse molaire}} = \text{valeur en ppm}$$

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
A								
Acétamide	60-35-5		—	—		—	—	B
Acétates d'amyle (tous isomères)	—		—	—	p	100	525	
Acétate de <i>n</i> -amyle	628-63-7		100	532		—	—	
Acétate de <i>sec</i> -amyle	626-38-0		125	665		—	—	
Acétate de 2-butoxyéthyle	112-07-2		—	—	II,1	20	135	*
Acétate de <i>n</i> -butyle	123-86-4		(150)	(713)	I	200	950	
		S	(200)	(950)				
Acétate de <i>sec</i> -butyle	105-46-4		200	950	I	200	950	
Acétate de <i>tert</i> -butyle	540-88-5		200	950	I	200	950	
Acétate de butylglycol → Acétate de 2-butoxyéthyle								
Acétate de 2-éthoxyéthyle	111-15-9		5	27	* II,1	20	110	*
Acétate d'éthyle	141-78-6		400	1 440	I	400	1 400	
Acétate d'éthylglycol → Acétate de 2-éthoxyéthyle								
Acétate de <i>sec</i> -hexyle	108-84-9		50	295	I	50	300	
Acétate d'isoamyle	123-92-2		100	532		—	—	
Acétate d'isobutyle	110-19-0		150	713	I	200	950	
Acétate d'isopropyle	108-21-4		250	1 040	I	200	840	
		S	310	1 290				
Acétate de 2-méthoxyéthyle	110-49-6		5	24	* II,1	5	25	*
1-Acétate de 2-méthoxypropyle	70657-70-4		—	—	II,1	20	110	
2-Acétate de 1-méthoxypropyle	108-65-6		—	—	II,1	50	275	
Acétate de méthyle	79-20-9		200	606	I	200	610	
		S	250	757				
Acétate de méthylglycol → Acétate de 2-méthoxyéthyle								
Acétate de <i>n</i> -propyle	109-60-4		200	835	I	200	840	
		S	250	1 040				
Acétate de vinyle	108-05-4		10	35	A3	10	35	B
		S	15	53	A3			
Acétone	67-64-1		750	1 780	II,2	500	1 200	
		S	1 000	2 380				
Acétonitrile	75-05-8		40	67	II,1	40	70	
		S	60	101				
Acétophénone	98-86-2		10	49		—	—	
Acide acétique	64-19-7		10	25	I	10	25	
		S	15	37				
Acide acétylsalicyclique (aspirine)	50-78-2		—	5		—	—	
Acide acrylique	79-10-7		2	5,9	*	—	—	
Acide arsénieux et ses sels, en As	—		—	—				
Acide arsénique et ses sels en As	7778-39-4		—	—				A1
Acide bromhydrique → Hydrogène (bromure d')								
Acide chlorhydrique → Hydrogène (chlorure d')								
Acide 2-chloropropionique	598-78-7		0,1	0,44	*	—	—	
Acide cyanhydrique → Hydrogène (cyanure d')								
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	94-75-7		—	10		—	—	
et ses sels et esters	94-75-7		—	—	II,2	—	10i	
Acide 2,2-dichloropropionique	75-99-0		1	5,8	p	1	6	* (1)
et son sel de sodium	127-20-8		—	—	p	1	6	
Acide fluorhydrique → Hydrogène (fluorure d')								
Acide formique	64-18-6		5	9,4	I	5	9	
		S	10	19				
Acide hydrazoïque	7782-79-8		—	—	I	0,1	0,18	
Acide méthacrylique	79-41-4		20	70		—	—	
Acide nitrique	7697-37-2		2	5,2	I	2	5	
		S	4	10				
Acide oxalique	144-62-7		—	1		—	—	
		S	—	2				
Acide peracétique	79-21-0		—	—		—	—	B
Acide phosphorique	7664-38-2		—	1		—	—	
		S	—	3				
Acide picrique	88-89-1		—	0,1	I	—	0,1i	*
Acide propionique	79-09-4		10	30	I	10	30	
Acide sulfurique	7664-93-9		—	1	I	—	1i	
		S	—	3				
Acide thioglycolique	68-11-1		1	3,8	*	—	—	
Acide trichloroacétique	76-03-9		1	6,7		—	—	
Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique	93-76-5		—	10	II,2	—	10i	*
Acroléine	107-02-8		0,1	0,23	I	0,1	0,25	
		S	0,3	0,69				
Acrylamide	79-06-1		—	0,03	*A2	Voir tableau A2I en annexe		A2 *
Acrylate de <i>n</i> -butyle	141-32-2		10	52	I	10	55	All
Acrylate d'éthyle	140-88-5		5	20	A2	5	20	All
		S	15	61	A2			

} Voir tableau A2.I en annexe

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
		ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³			
Acrylate de 2-hydroxypropyle	999-61-1		0,5	2,8	*		—	—	
Acrylate de méthyle	96-33-3		10	35	*	I	5	18	All
Acrylonitrile	107-13-1		2	4,3	*A2	Voir tableau A2.I en annexe			A2 *
<i>Actinolite</i> → Amiante									
Alcool allylique	107-18-6		2	4,8	*	II,1	2	5	*
		S	4	9,5	*				
Alcool <i>n</i> -butylique	71-36-3	P	50	152	*	II,1	100	300	
Alcool <i>sec</i> -butylique	78-92-2		100	303		II,1	100	300	
Alcool <i>tert</i> -butylique	75-65-0		100	303		II,1	100	300	
		S	150	455					
Alcool 2-chloroéthylque	107-07-3	P	1	3,3	*	II,2	1	3	*
Alcool 1,3-dichloroisopropylique	96-23-1		—	—			—	—	A2
Alcool éthylque	64-17-5		1 000	1 880		IV	1 000	1 900	
Alcool furfurylique	98-00-0		10	40	*	p	10	40	
		S	15	60	*				
Alcool isoamylique	123-51-3		100	361		II,1	100	360	
		S	125	452					
Alcool isobutylique	78-83-1		50	152		II,1	100	300	
Alcool isooctylique	26952-21-6		50	266	*		—	—	
Alcool isopropylique	67-63-0		400	983		II,1	400	980	
		S	500	1 230					
Alcool méthylque	67-56-1		200	262	*	II,1	200	260	*
		S	250	328	*				
Alcool propargylique	107-19-7		1	2,3	*	p	2	5	*
Alcool propylique	71-23-8		200	492	*	I	—	—	
		S	250	614	*				
Aldéhyde acétique	75-07-0	P	25	45	A3	I	50	90	B
Aldéhyde 2-buténoïque trans	4170-30-3		2	5,7			—	—	B *
Aldéhyde chloroacétique	107-20-0	P	1	3,2		I	1	3	
<i>Aldéhyde crotonique</i> → Aldéhyde 2-buténoïque trans									
Aldéhyde formique	50-00-0	P	0,3	0,37	A2	I	0,5	0,6	B All
Aldéhyde furfurylique	98-01-1		2	7,9	*	p	5	20	*
Aldéhyde glutarique	111-30-8	P	0,2	0,82		I	0,2	0,8	All
Aldéhyde <i>n</i> -valérique	110-62-3		50	176			—	—	
Aldrine	309-00-2		—	0,25	*	III	—	0,25i	*
Aluminium métal, en Al	7429-90-5		—	10			—	6a	
Aluminium (trioxyde de di-), en Al	1344-28-1		—	10 (2)			—	—	
Aluminium (pyrophorique)	7429-90-5		—	5			—	—	
Aluminium (fumées de soudage)	—		—	5			—	—	
Aluminium (sels solubles d')	—		—	2			—	—	
Aluminium (hydroxyde d')	21645-51-2		—	—			—	6a	
Aluminium (trioxyde de di-)	1344-28-1		—	—		II,2	—	6a	
Aluminium (composés alkylés, non classés ailleurs), en Al	—		—	2			—	—	
Amiante :									
• amosite	12172-73-5		(0,5 fibre/cm ³)		A1	} Voir tableau A2.I en annexe			A1
• chrysotile	12001-29-5		(2 fibres/cm ³)		A1				
• crocidolite	12001-28-4		(0,2 fibre/cm ³)		A1				
• antophyllite, trémolite et actinolite	—		—						
• autres formes	—		(2 fibres/cm ³)		A1				
Amiantes (poussière fine en contenant < 2,5 % en poids)	—		—	—					
Amidon	9005-25-8		—	10			—	—	
<i>o</i> -Aminoazotoluène	97-56-3		—	—			—	—	A2
4-Aminobiphényle	92-67-1		—	—	*A1		—	—	A1
2-Aminoéthanol → Ethanolamine	—		—	—			—	—	
6-Amino-2-éthoxynaphtalène	—		—	—			—	—	A2
3-Amino-9-éthylcarbazole	132-32-1		—	—			—	—	B
2-Aminopyridine	504-29-0		0,5	1,9		p	0,5	2	
3-Amino- <i>p</i> -toluidine → 2,4-Diaminotoluylène	—		—	—			—	—	
3-Amino-1,2,4-triazole	61-82-5		—	0,2		p	—	0,2i	
Ammoniac	7664-41-7		25	17		I	50	35	
		S	35	24					
Ammonium (chlorure d'), fumées	12125-02-9		—	10		I	—	—	
		S	—	20					
Ammonium (perfluorooctanoate d')	3825-26-1		—	0,1			—	—	
Ammonium (sulfamate d')	7773-06-0		—	10		p	—	15i	
<i>Amosite</i> → Amiante									
Anhydrique acétique	108-24-7		5	21		I	5	20	
<i>Anhydride arsénieux</i> → Arsenic									
<i>Anhydride arsénique</i> → Arsenic									
<i>Anhydride borique</i> → Bore (trioxyde de di-)									

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
<i>Anhydride carbonique</i> → Carbone (dioxyde de)									
<i>Anhydride chromique</i> → Chrome VI									
Anhydride maléique	108-31-6		0,25	1	I	0,1	0,4	All	
<i>Anhydride phosphorique</i> → Phosphore (pentoxyde de di-)									
Anhydride phtalique	85-44-9		1	6,1	I	—	1i	All	
<i>Anhydride sulfureux</i> → Soufre (dioxyde de)									
Anhydride trimellitique (fumées)	552-30-7	P	—	0,04	I	—	0,04	All	
Aniline	62-53-3		—	—	II,2	2	8	B *	
Aniline et homologues	—		2	7,6	*	—	—		
<i>o</i> -Anisidine	90-04-0		0,1	0,5	*	II,1	0,1	0,5	*
<i>p</i> -Anisidine	104-94-9		0,1	0,5	*	II,1	0,1	0,5	*
<i>Anthophyllite</i> → Amiante									
Antimoine (poussières)	7440-36-0		—	—	III	—	0,5i		
Antimoine et ses composés, en Sb	—		—	0,5					
<i>Antimoine (hydrure d')</i> → Stibine									
Antimoine (trioxyde de di-),	1327-33-9		—	—					
utilisation et manipulation, en Sb	1309-64-4		—	0,5	*A2				
production	1327-33-9		—	—	A2				
production	1309-64-4		—	—					
ANTU	86-88-4		—	0,3	II,2	—	0,3i		
Argent (métal)	7440-22-4		—	0,1	III	—	0,01i		
Argent, composés solubles, en Ag	—		—	0,01		—	—		
Arsenic et composés inorganiques (excepté l'arsine), en As	—		—	—					
• trioxyde de di-	1327-53-3		—	0,01	A1				
• pentoxyde de di-	1303-28-2		—	0,01	A1				
• acides arsénieux et arsénique et leurs sels	—		—	0,01	A1				
Arsine	7784-42-1		0,05	0,16	II,2	0,05	0,2		
Atrazine	1912-24-9		—	5	p	—	2i		
Auramine	492-80-8		—	—		—	—	A2	
Auramine (chlorure d')	2465-27-2		—	—		—	—		
Azinphos méthyle	86-50-0		—	0,2	*	III	—	0,2i	*
Azote (monoxyde de di-)	10024-97-2		50	90	II,1	100	200		
Azote (oxyde d')	10102-43-9		25	31		—	—		
Azote (dioxyde d')	10102-44-0		3	5,6	I	5	9		
Azote (trifluorure d')	7783-54-2	S	5	9,4		—	—		
			10	29		—	—		
B									
Baruym, composés solubles, en Ba	—		—	0,5	II,1	—	0,5i		
Baryum (sulfate de)	7727-43-7		—	10 (2)		—	—		
Benomyl	17804-35-2		0,84	10		—	—		
Benzène	71-43-2		(10)	(32)	A2				
Benzidine	92-87-5		—	—	*A1				
et ses sels	—		—	—					
Benzo[<i>a</i>]pyrène	50-32-8		—	—	A2				
<i>p</i> -Benzoquinone	106-51-4		0,1	0,44	I	0,1	0,4		
Béryllium et composés, en Be	7440-41-7		—	0,002	A2				
Biphényle	92-52-4		0,2	1,3	p	0,2	1		
Biphényles chlorés (42 % Cl)	53469-21-9		—	1	III	0,1	1	B *	
Biphényles chlorés (54 % Cl)	11097-69-1		—	0,5	*	III	0,05	0,5	B *
Bis(2-chloroéthyl)méthylamine	51-75-2		—	—		—	—	A1 * All	
<i>Bis(chlorométhyléther)</i> → Oxyde de bis(chlorométhyle)									
<i>4,4'-Bis(diméthylaminobenzophénone)</i> → Cétone de Michler									
1,3-Bis(2,3-époxypropoxy)benzène	101-90-6		—	—		—	—	A2*	
Bismuth (tellure de), en Bi ₂ Te ₃	1304-82-1		—	10	II,2	—	0,1i		
Bismuth (tellure de), dopé au Se	—		—	5	II,2	—	0,1i		
Bithionol	97-18-7		—	—		—	—	All	
Bitumes	8052-42-4		—	—		—	—	B	
Bois	—		—	—					
• poussières de, sauf bois de chêne et de hêtre	—		—	—		—	—	B All	
• poussières de bois tendres	—		—	5		—	—		
		S	—	10		—	—		
• poussières de certains bois durs comme chêne ou hêtre	—		—	1		—	—	A1	
Borax → Sodium (tétraborate de)									
Bore (tribromure de)	10294-33-4	P	1	10		—	—		

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS				ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³			ppm	mg/m ³	
Bore (trifluorure de)	7637-07-2	P	1	2,8		I	1	3	
Bore (trioxyde de di-)	1303-86-2		—	10		II,2	—	15i	
Brai de houille (fraction volatile soluble dans le benzène)	65996-93-2		—	0,2	A1		—	—	
Bromacil	314-40-9		—	10			—	—	
Brome	7726-95-6		0,1 (0,3)	0,66 (2)		I	0,1	0,7	
Brome (pentafluorure de)	7789-30-2	S	0,1	0,72			—	—	
Bromochlorométhane	74-97-5		200	1 060		II,1	200	1 050	
2-Bromo-2-chloro-1,1,1-trifluoroéthane → Halothane									
Bromoéthane	74-96-4	S	5 (250)	22 (1 110)	*A2	II,2	—	—	A2
Bromoéthylène	593-60-2		5	22	A2		—	—	
Bromoforme → Tribromométhane									
Bromométhane	74-83-9		5	19	*	II,1	—	—	B *
Bromotrifluorométhane (Fréon 13 B1)	75-63-8		1 000	6 090		IV	1 000	6 100	
Bromure d'éthyle → Bromoéthane									
Bromure d'éthylène → 1,2-Dibromoéthane									
Bromure de méthyle → Bromométhane									
Bromure de vinyle → Bromoéthylène									
1,3-Butadiène	106-99-0		10	22	A2	Voir tableau A2.I en annexe			A2
n-Butane	106-97-8		800	1 900		IV	1 000	2 350	
1,4-Butanesultone	1633-83-6		—	—			—	—	B
2,4-Butanesultone	1121-03-5		—	—			—	—	A2
Butanethiol	109-79-5		0,5	1,8		V	0,5	1,5	
2-Butanone → Méthyléthylcétone									
2-Butoxyéthanol	111-76-2		25	121	*	II,1	20	100	*
2-(2-Butoxyéthoxy)éthanol	112-34-5		—	—		I	—	100	
Butylamines (tous isomères)	—		—	—		II,2	5	15	*
n-Butylamine	109-73-9	P	5	15	*	II,2	5	15	*
Butyldiglycol → 2-(2-Butoxyéthoxy) éthanol									
Butylglycidyléther → Oxyde de butyle et de glycidyle									
Butylglycol → 2-Butoxyéthanol									
Butylmercaptan → Butanethiol									
o-sec-Butylphénol	89-72-5		5	31	*		—	—	
p-tert-Butylphénol	98-54-4		—	—		II,2	0,08	0,5	*
p-tert-Butyltoluène	98-51-1		1	6,1		I	10	60	
C									
Cadmium	7440-43-9								
• dichlorure	10108-64-2								
• oxyde	1306-19-0								
• sulfate	10124-36-4								A2
• sulfure	1306-23-6								
et autres composés biodisponibles ⁽⁹⁾ (poussières et aérosols inhalables)	—								
Cadmium et composés, en Cd	—			0,01 ⁽⁵⁾ 0,002a					
Calcite → Calcium (carbonate de)									
Calcium (arséniat de)	7778-44-1		—	—		Voir tableau A2.I en annexe			A1
Calcium (carbonate de)	1317-65-3		—	10 ⁽²⁾			—	—	
Calcium (chromate de)	13765-19-0		—	0,001	A2		—	—	
Calcium (cyanamide de)	156 ² -62-7		—	0,5		III	—	1i	*
Calcium (hydroxyde de)	1305-62;0		—	5			—	—	
Calcium (oxyde de)	1305-78-8		—	2		I	—	5i	
Calcium (silicate de)	1344-95-2		—	10 ⁽²⁾			—	—	
Calcium (sulfate de)	7778-18-9		—	10 ⁽²⁾			—	6a	
Calcium (tétraoxochromate de) → Chrome VI (composés du)									
Camphéchloré (60 % Cl)	8001-35-2		—	0,5	*	III	—	0,5i	*
Camphre	76-22-2	S	—	1	*				
ε-Caprolactame (poussière)	105-60-2	S	2	12		p	2	13	
ε-Caprolactame (vapeur)	105-60-2	S	3	19					
		S	—	1		p	—	5i	
		S	—	3					
		S	5	23		p	—	5i	
		S	10	46					
Captafol	2425-06-1		—	0,1	*		—	—	
Captane	133-06-2		—	5			—	—	
Carbamate d'éthyle	51-79-6		—	—			—	—	A2

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
Carbaryl	63-25-2		—	5		p	—	5i	*
Carbofuran	1563-66-2		—	0,1			—	—	
Carbone (dioxyde de)	124-38-9		5 000	9 000		IV	5 000	9 000	
Carbone (disulfure de)	75-15-0		10	31	*	II,1	10	30	*
		S	30 000	54 000					
<i>Carbone (monoxyde de) → Carbone (oxyde de)</i>									
Carbone (oxyde de)	630-08-0		25	29		II,1	30	33	
		S	(400)	(458)					
<i>Carborundum → Silicium (carbure de)</i>									
<i>Catéchol → Pyrocatéchol</i>									
Cellulose (fibres de papier)	9004-34-6		—	10			—	—	
Céréales (avoine, blé, orge), poussières de	—		—	4			—	—	
Césium (hydroxyde de)	21351-79-1		—	2			—	—	
Cétène	463-51-4		0,5	0,86		I	0,5	0,9	
		S	1,5	2,6					
Cétone de Michler	90-94-8		—	—			—	—	B
Charbon (poussières alvéolaires de)	—		—	2 ⁽³⁾			—	—	
Chlordane	57-74-9		—	0,5	*	III	—	0,5i	B *
Chlordécone	143-50-0		—	—			—	—	B
Chlore	7782-50-5		0,5	1,5		I	0,5	1,5	
		S	1	2,9					
Chlore (dioxyde de)	10049-04-4		0,1	0,28		I	0,1	0,3	
		S	0,3	0,83					
Chlore (trifluorure de)	7790-91-2		0,1	0,38		I	0,1	0,4	
Chloroacétone	78-95-5	P	1	3,8	*		—	—	
α -Chloroacétophénone	532-27-4	P	0,05	0,32			—	—	
<i>p</i> -Chloroaniline	106-47-8		—	—			—	—	A2 *
Chlorobenzène	108-90-7		10	46		II,1	50	230	
<i>o</i> -Chlorobenzilidène malononitrile	2698-41-1	P	0,05	0,39	*		—	—	
2-Chloro-1,3-butadiène	126-99-8		10	36	*	II,1	10	36	*
1-Chloro-1,1-difluoroéthane (Fréon 142)	75-68-3		—	—		IV	1 000	4 170	
Chlorodifluorométhane (Fréon 22)	75-45-6		1 000	3 540		IV	500	1 800	
<i>1-Chloro-2,3-époxypropane → Epichlorhydrine</i>									
Chloroéthane	75-00-3		1 000	2 640			—	—	B
<i>2-Chloroéthanol → Alcool 2-chloroéthylrique</i>									
<i>Chloroéthylène → Chlorure de vinyle</i>									
Chlorofluorométhane	593-70-4		—	—			—	—	A2
<i>Chloroforme → Trichlorométhane</i>									
<i>N</i> -Chloroformylmorpholine	15159-40-7		—	—			—	—	A2
2-Chloro- <i>N</i> -hydroxyméthylacétamide	2832-19-1		—	—			—	—	B All
Chlorométhane	74-87-3		50	103	*	II,1	50	105	B
		S	100	207	*				
5-Chloro-2-méthyl-2,3-dihydrothiazol-3-one, ... mélangée (3/1) à la	26172-55-4		—	—			—	0,05	All
2-méthyl-2,3-dihydroisothiazol-3-one	2682-20-4		—	—			—	—	
3-Chloro-2-méthylpropène	563-47-3		—	—			—	—	B
<i>o</i> -Chloronitrobenzène	88-73-3		—	—			—	—	B *
<i>p</i> -Chloronitrobenzène	100-00-5		0,1	0,64	*		—	—	B *
1-Chloro-1-nitropropane	600-25-9		2	10		p	20	100	
Chloropentafluoroéthane	76-15-3		1 000	6 320			—	—	
Chloropicrine	76-06-2		0,1	0,67		I	0,1	0,7	
β - <i>Chloroprène → 2-Chloro-1,3-butadiène</i>									
Chlorpromazine	50-53-3		—	—			—	—	All
3-Chloropropène	107-05-1		1	3		I	1	3	B
		S	2	6					
<i>o</i> -Chlorostyrène	2039-87-4		50	283			—	—	
		S	75	425					
Chlorothalonil	1897-45-6		—	—			—	—	B All
α -Chlorotoluène	100-44-7		1	5,2		I	1	5	A2
<i>o</i> -Chlorotoluène	95-49-8		50	259			—	—	
4-Chloro- <i>o</i> -toluidine	95-69-2		—	—			—	—	A1
5-Chloro- <i>o</i> -toluidine	95-79-4		—	—			—	—	B
Chlorotrifluorométhane	75-72-9		—	—		IV	1 000	4 330	
Chlorpyrifos	2921-88-2		—	0,2	*		—	—	
<i>Chlorure d'allyle → 3-Chloropropène</i>									
<i>Chlorure d'ammonium (fumées) → Ammonium (chlorure d')</i>									
<i>Chlorure de benzyle → α-Chlorotoluène</i>									
<i>Chlorure de benzylidène → α, α-Dichlorotoluène</i>									
Chlorure de chloroacétyle	79-04-9		0,05	0,23			—	—	
		S	0,15	0,69					

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
<i>Chlorure de chromyle</i> → Chrome (oxychlorure de)			-	-		-	-	B
<i>Chlorure de diéthylcarbamoyle</i>	88-10-8		-	-	A2	-	-	A2
<i>Chlorure de diméthylcarbamoyle</i>	79-44-7		-	-		-	-	A2
<i>Chlorure de diméthylsulfamoyle</i>	13360-57-1		-	-		Voir tableau A2.1 en annexe		
<i>Chlorure d'éthyle</i> → Chloroéthane								
<i>Chlorure d'éthylène</i> → 1,2-Dichloroéthane								
<i>Chlorure d'éthylidène</i> → 1,1-Dichloroéthylène								
<i>Chlorure de méthyle</i> → Chlorométhane								
<i>Chlorure de méthylène</i> → Dichlorométhane								
<i>Chlorure de phosphoryle</i> → Phosphore (oxychlorure de)								
<i>Chlorure de propylène</i> → 1,2-Dichloropropane								
<i>Chlorure de thionyle</i>	7719-09-7	P	1	4,9	A1	-	-	A1
<i>Chlorure de vinyle</i>	75-01-4		5	13		Voir tableau A2.1 en annexe		
<i>Chlorure de vinylidène</i> → 1,1-Dichloroéthylène								
<i>Chromates alcalins</i> → Chrome VI, composés du								
<i>Chromate de tert-butyle</i> , en CrO ₃	1189-85-1	P	-	0,1	*	-	-	
<i>Chromate de plomb</i> → Plomb (chromate de)								
<i>Chromate de zinc</i> → Zinc (chromate de)								
Chrome, fabrication de chromate à partir de minerai, en Cr	-		-	0,05	A1	-	-	
Chrome (métal)	7440-47-3		-	(0,5)		-	-	
Chrome II, composés, en Cr	-		-	(0,5)		-	-	
<i>Chrome III (chromate de)</i> → Chrome VI, composés du								
Chrome III, composés, en Cr	-		-	(0,5)		-	-	
Chrome VI, composés solubles dans l'eau, en Cr ..	-		-	(0,05)		Voir tableau A2.1 en annexe		
Chrome VI, certains composés insolubles dans l'eau, en Cr	-		-	(0,05)	A1	Voir tableau A2.1 en annexe		
Chrome VI, composés du, sous forme d'aérosols/poussières, à l'exception des quasi-insolubles dans l'eau, tels les chromates de Pb, de Ba (chromate de Zn classé A1)	-		-	-		Voir tableau A2.1 en annexe		A2 All
Chrome hexacarbonyle	13007-92-6		-	-		-	-	B
Chrome (oxychlorure de)	14977-61-8		0,025	0,16		-	-	
Chrysène	218-01-9		-	-	A2	-	-	A2
<i>Chrysotile</i> → Amiante								
Ciment Portland	-		-	10 ⁽²⁾		-	-	
Clopidol	2971-90-6		-	10		-	-	
Cobalt, aérosols inhalables du métal et de ses composés biodisponibles	-		-	-		Voir tableau A2.1 en annexe		A2 All
Cobalt, métal, fumées et poussières, en Co	7440-48-4		-	(0,05)		-	-	
Cobalt carbonyle, en Co	10210-68-1		-	0,1		-	-	
Cobalt hydrocarbonyle, en Co	16842-03-8		-	0,1		-	-	
Colophane et produits de décomposition des baguettes de soudure	-					Réduire l'exposition au plus faible niveau possible		
<i>Colorants diazoïques dérivés de la benzidine :</i>								
→ 3,3'-Diméthylbenzidine								
→ 3,3'-Diméthoxybenzidine								
→ 3,3'-Dichlorobenzidine								
Coton brut (poussières de)	-		-	0,2 ⁽⁴⁾	p	-	1,5i	
<i>Coumafène</i> → Warfarine								
Crésols (tous isomères)	1319-77-3		5	22	*	I	5	22
<i>Cristobalite</i> → Silices cristallines								
<i>Crocidolite</i> → Amiante								
Crufomate	299-86,5		-	5		-	-	
Cuivre	7440-50-8		-	-	II,1	-	1i	
Cuivre (fumées)	7440-50-8		-	0,2	II,1	-	0,1a	
Cuivre (poussières et brouillards de)	7440-50-8		-	1		-	-	
Cumène	98-82-8		50	246	*	p	50	245
Cyanamide	420-04-02		-	2		-	-	
2-Cyanoacrylate de méthyle	137-05-3		2	9,1		p	2	8
		S	4	18				All
Cyanogène	460-19-5		10	21	II,2	10	22	*
Cyanogène (chlorure de)	506-77-4	P	0,3	0,75		-	-	
Cyanures, en CN	-		-	5	*	II,1	5i	*
Cyclohexane	110-82-7		300	1 030	II,1	300	1 050	
Cyclohexanol	108-93-0		50	206	*	II,1	50	200
Cyclohexanone	108-94-1		25	100	*	II,1	50	200
Cyclohexène	110-83-8		300	1 010	II,1	300	1 015	
Cyclohexylamine	108-91-8		10	41	V	10	40	

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
		ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
Cyclonite → Hexogène								
Cyclopentadiène	542-92-7	75	203		p	75	200	
Cyclopentane	287-92-3	600	1 720			—	—	
Cyhexatin	13121-70-5	—	5			—	—	
D								
2,4-D → Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique								
Dalapon → Acide 2,2-dichloropropionique								
DDT → Zeidane								
Décaborane	17702-41-9	0,05	0,25	*	I	0,05	0,3	*
		0,15	0,75	*				
Décachlorotétracyclodécanone	143-50-0	—	—			—	—	B
Déméton	8065-48-3	0,01	0,11	*	III	0,01	0,1	*
Déméton-méthyl	8022-00-2	—	0,5	*	III	0,5	5	*
Diacétone-alcool	123-42-2	50	238		p	50	240	
2,4-Diaminoanisole	615-05-4	—	—			—	—	A2
3,3'-Diaminobenzidine	91-95-2	—	—			—	—	B
et son tétrachlorure	7411-49-6	—	—			—	—	B
4,4'-Diamino-3,3'-dichlorodiphénylméthane	101-14-4	(0,01)	(0,11)	*A2	Voir tableau A2.I en annexe			A2 *
4,4'-Diamino-3,3'-diméthylidiphénylméthane	838-88-0	—	—			—	—	A2
4,4'-Diaminodiphénylméthane	101-77-9	0,1	0,81	*A2	Voir tableau A2.I en annexe			A2 *All
1,2-Diaminoéthane	107-15-3	10	25		II,1	10	25	
2,4-Diaminotoluylène	95-80-7	—	—		Voir tableau A2.I en annexe			A2
o-Dianisidine	119-90-4	—	—			—	—	A2
Diazinon	333-41-5	—	0,1	*	III	—	1i	*
Diazométhane	334-88-3	0,2	0,34			—	—	A2
Diborane	19287-45-7	0,1	0,11		I	0,1	0,1	
1,2-Dibromo-3-chloropropane	96-12-8	—	—			—	—	A2
Dibromodifluorométhane	75-61-6	100	858		II,1	100	860	
1,2-Dibromoéthane	106-93-4	—	—	*A2	Voir tableau A2.I en annexe			A2 *
N,N-Dibutylaminoéthanol	102-81-8	(2)	(14)	*	Voir tableau A2.I en annexe			
Dichloroacétylène	7572-29-4	0,1	0,39			—	—	A2
1,2-Dichlorobenzène	95-50-1	25	150	*	II,1	50	300	*
1,4-Dichlorobenzène	106-46-7	50	301	A3	II,1	50	300	
		10	60	A3				
3,3'-Dichlorobenzidine	91-94-1	—	—	*A2	Voir tableau A2.I en annexe			A2 *
1,4-Dichloro-2-butène	764-41-0	—	—		Voir tableau A2.I en annexe			A2
Dichlorodifluorométhane (Fréon 12)	75-71-8	1 000	4 950		IV	1 000	5 000	
1,3-Dichloro-5,5-diméthylhydantoïne	118-52-5	—	0,2			—	—	
		—	0,4					
<i>Dichlorodiphényltrichloroéthane → Zeidane</i>								
1,1-Dichloroéthane	75-34-3	100	405		II,1	100	400	
1,2-Dichloroéthane	107-06-2	10	40		Voir tableau A2.I en annexe			A2
1,1-Dichloroéthylène	75-35-4	5	20		II,1	2	8	B
		20	79					
1,2-Dichloroéthylènes (cis et trans)	540-59-0	200	793		II,1	200	790	
Dichlorofluorométhane	75-43-4	10	42		II,1	10	45	
Dichlorométhane	75-09-2	50	174	A2	II,2	100	360	B
1,1-Dichloro-1-nitroéthane	594-72-9	2	12		p	10	60	
1,2-Dichloropropane	78-87-5	75	347		II,2	—	—	B
		110	508					
<i>1,3-Dichloro-2-propanol → Alcool 1,3-dichloroisopropylique</i>								
1,3-Dichloropropènes (cis et trans)	542-75-6	1	4,5	*		—	—	A2
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (Fréon 114)	76-14-2	1 000	6 990		IV	1 000	7 000	
α,α-Dichlorotoluène	98-87-3	—	—		Voir tableau A2.I en annexe			B
<i>Dichlorure de benzyle → α,α-Dichlorotoluène</i>								
Dichlorvos	62-73-7	0,1	0,9	*	III	0,1	1	*
Dicrotophos	141-66-2	—	0,25	*		—	—	
Dicyclopentadiène	77-73-6	5	27		I	0,5	3	
Dieldrine	60-57-1	—	0,25	*	III	—	0,25i	*
Diéthanolamine	111-42-2	(3)	(13)			—	—	
Diéthion	563-12-2	—	0,4	*		—	—	
Diéthylamine	109-89-7	5	15	*	V	10	30	
		15	45	*				
2-Diéthylaminoéthanol	100-37-8	(10)	(48)	*	p	10	50	*
Diéthylcétone	96-22-0	200	705			—	—	
Diéthylènetriamine	111-40-0	1	4,2	*		—	—	
<i>Diéthyléthanolamine → 2-Diéthylaminoéthanol</i>								
1,1-Difluoroéthylène	75-38-7	—	—			—	—	B
1,3-Diglycidylloxybenzène	101-90-6	—	—			—	—	A2 All
Diisobutylcétone	108-83-8	25	145		p	50	290	

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
4,4'-Diisocyanate de dicyclohexylméthane	5124-30-1		0,005	0,054		—	—		
4,4'-Diisocyanate de diphenylméthane (MDI)	101-68-8		0,005	0,051	I	0,005	0,05	B All	
4,4'-Diisocyanate de diphenylméthane (polymère)	9016-87-9		—	—		—	—	B	
1,6-Diisocyanate d'hexaméthylène (HDI)	822-06-0		0,005	0,034	I	0,01	0,07	All	
Diisocyanate d'isophorone (IPDI)	4098-71-9		0,005	0,045	I	0,01	0,09	All	
1,5-Diisocyanate de naphthylène	3173-72-6		—	—	I	0,01	0,09	All	
2,4-Diisocyanate de toluylène (TDI)	584-84-9		0,005	0,036	I	0,01	0,07	All	
2,6-Diisocyanate de toluylène (TDI)	91-08-7	S	0,02	0,14		—	—		
Diisopropylamine	108-18-9		5	21	*	—	—	All	
3,3'-Diméthoxybenzidine → o-Dianisidine									
Diméthoxyméthane → Méthylal									
N,N-Diméthylacétamide	127-19-5		10	36	*	II,1	10	35	*
Diméthylamine	124-40-3		5	9,2		V	2	4	
N,N-Diméthylaniline	121-69-7	S	15	27,6					
N,N-Diméthyléthylamine	598-56-1	S	5	25	*	II,1	5	25	B *
Diméthylformamide	68-12-2		10	30	*	V	25	75	
1,1-Diméthylhydrazine	57-14-7		(0,5)	(1,2)	*A2	II,1	10	30	*
1,2-Diméthylhydrazine	540-73-8		—	—			—	—	A2 *All
Dinitrate d'éthylèneglycol	628-96-6		0,05	0,31	*	II,1	0,05	0,3	A2 *All
Dinitrate de 1,2-propylèneglycol	6423-43-4		0,05	0,34	*	p	0,05	0,3	*
Dinitrobenzènes (tous isomères)	25154-54-5		0,15	1	*		—	—	B *
4,6-Dinitro-o-crésol	534-52-1		—	0,2	*	II,1	—	0,2i	*
Dinitronaphtalènes (tous isomères)	27478-34-8		—	—			—	—	B
3,5-Dinitro-o-toluamide	148-01-6		—	5			—	—	
Dinitrotoluènes (mélange d'isomères)	25321-14-6		—	0,15	*A2		—	—	A2 *
1,4-Dioxanne	123-91-1		25	90	*	II,1	50	180	B *
Dioxathion	78-34-2		—	0,2	*		—	—	
Dioxyde d'azote → Azote (dioxyde d')									
Dioxyde de carbone → Carbone (dioxyde de)									
Dioxyde de vinylcyclohexène	106-87-6		10	57	*A2		—	—	A2
Diphénylamine	122-39-4		—	10			—	—	
Dipropylcétone	123-19-3		50	233			—	—	
Dipropylèneglycolmonométhyléther → 3-(3-Méthoxy)propoxy-1-propanol									
Diquat	231-36-7		—	0,5	*		—	—	
Disulfiram	97-77-8		—	2		III	—	2i	
Disulfoton	298-04-4		—	0,1			—	—	
Disulfure d'allyle et de propyle	2179-59-1		2	12		p	2	12	
Disulfure de carbone → Carbone (sulfure de)		S	3	18			—	—	
2,6-Diterbutyl-p-crésol	128-37-0		—	10			—	—	
Ditolyl base → 4,4'-Diamino-3,3'-diméthyl-diphénylméthane									
Diuron	330-54-1		—	10			—	—	
Divinylbenzène	1321-74-0		10	53			—	—	
E									
Eau oxygénée → Hydrogène (peroxyde d')									
Eméri	1302-74-5		—	10 (2)			—	—	
Endosulfan	115-29-7		—	0,1	*		—	—	
Endrine	72-20-8		—	0,1	*	III	—	0,1i	*
Enflurane	13838-16-9		75	566			—	—	
Enzymes → Subtilisines									
Epichlorhydrine	106-89-8		(2)	(7,6)	*	Voir tableau A2.1 en annexe			A2 *
1,2-Epoxypropane → Oxyde de propylène									
EPN	2104-64-5		—	(0,5)	*	III	—	0,5i	*
Essences	8006-61-9		300	890			—	—	
Essence de térébenthine → Térébenthine		S	500	1 480					
Etain métal	7440-31-5		—	2			—	—	
Etain, composés inorganiques, en Sn	7440-31-5		—	—		II,1	—	2i	
Etain, composés organiques, en Sn	7440-31-5		—	0,1	*	II,1	—	0,1i	*
Etain (dioxyde et composés inorganiques, sauf SnH ₄) en Sn	—	S	—	0,2			—	—	
Etain tributyle et ses dérivés : benzoate, chlorure, fluorure, linoléate, méthacrylate, naphtéate, oxyde (en Sn)	—		—	—		II,2	0,002	0,05	

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
1,2-Ethanediol → Ethylène glycol									
Ethanethiol	75-08-1		0,5	1,3		V	0,5	1	
Ethanolamine	141-43-5		3	7,5		II,2	3	8	
		S	6	15					
Ethion → Diéthion									
2-Ethoxyéthanol	110-80-5		5	18	*	II,1	20	75	
Ethrane → Enflurane								*	
Ethylamylcétone → 5-Méthyl-3-heptanone									
Ethylamine	75-04-7		5	9,2		V	10	18	
		S	15	27,6					
Ethylbenzène	100-41-4		100	434		I	100	440	
		S	125	543					
Ethylbutylcétone → 3-Heptanone									
Ethylène	74-85-1		—	—					
								B	
Ethylène chlorhydrine → Alcool 2-chloroéthylique									
Ethylènediamine → 1,2-Diaminoéthane									
Ethylène glycol (vapeur et aérosol)	107-21-1	P	50	127		I	10	26	
Ethylène imine	151-56-4		0,5	0,88	*	Voir tableau A2.1 en annexe		* A2 *	
Ethylglycol → 2-Ethoxyéthanol									
Ethylidène norbornène	16219-75-3	P	5	25			—	—	
Ethylisoamylcétone → 5-Méthyl 3-heptanone									
Ethylmercaptan → Ethanethiol									
N-Ethylmorpholine	100-74-3		5	24	*		—	—	
F									
Fenchlorfos (Ronnel)	299-84-3		—	10			—	—	
Fensulfthion	115-90-2		—	0,1			—	—	
Fenthion	55-38-9		—	0,2	*	III	—	0,2i	
			—	—			—	—	
Fer (arséniat de)	—		—	—			—	—	
Ferbame	14484-64-1		—	10		p	—	15i	
Fer dicyclopentadiényle	102-54-5		—	10			—	—	
Fer pentacarbonyle, en Fe	13463-40-6		0,1	0,23			—	—	
		S	0,2	0,45			—	—	
Fer pentacarbonyle	13463-40-6		—	—		II,1	0,1	0,8	
Fer (poussière fine) :									
• oxyde de	1345-25-1		—	—			—	—	
• trioxyde de di-	1309-37-1		—	—		p	—	6a	
Fer (trioxyde de di-), en Fe	1309-37-1		—	5			—	—	
Fer (oxyde rouge synthétique)	—		—	10			—	—	
Fer (sels solubles), en Fe	—		—	1			—	—	
Ferrovandium (poussière)	12604-58-9		—	1		p	—	1i	
		S	—	3			—	—	
Fibres minérales artificielles (dia. < 1 µm)	—		—	—			—	—	
Fluides de lubrification contenant des nitrites ou produits en libérant et un co-réactif formant une nitrosamine	—		—	—			—	—	
								B	
Fluor	7782-41-4		1	1,6		I	0,1	0,2	
		S	2	3,1			—	—	
Fluorures, en F	—		—	2,5		II,2	—	2,5i	
Fluorures et acide fluorhydrique (présence simultanée)	—		—	—		I	—	2,5	
Fluorure de carbonyle	353-50-4		2	5,4			—	—	
		S	5	13			—	—	
Fluorure de perchlore	7616-94-6		3	13			—	—	
		S	6	25			—	—	
Fonofos	944-22-9		—	0,1	*		—	—	
Formamide	75-12-7		10	18	*		—	—	
Formiate d'éthyle	109-94-4		100	303		I	100	300	
Formiate de méthyle	107-31-3		100	246		I	100	250	
		S	150	368			—	—	
Fumées de soudage (totalité des particules)	—		—	5			—	—	
Furfural → Aldéhyde furfurylique									
G									
Gel de silice → Silices amorphes									
Germanium (tétrahydride de)	7782-65-2		0,2	0,63			—	—	
Glycérine (brouillards)	56-81-5		—	10 ⁽⁵⁾			—	—	
Glycidol	556-52-5		25	76		I	50	150	
Glycidyltriméthylammonium (chlorure de)	3033-77-0		—	—			—	—	
								A2 *All	

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
Goudron de houille	-		-	-		-	-	A1
Goudron de lignite et de schiste (brown coal tar)	-		-	-		-	-	A1
Graphite (sauf fibres)	7782-42-5		-	2a		-	-	
	7440-44-0		-	-		-	6a	
Gypse → Calcium (sulfate de)								
H								
Hafnium	7440-58-6		-	0,5		III	-	0,5i
Halothane	151-67-7		50	404		II,1	5	40
Heptachlore	76-44-8		-	(0,5)	*	III	-	0,5i
<i>n</i> -Heptane	142-82-5		400	1 640		II,1	500	2 000
		S	500	2 050				
Heptane (tous isomères)	-		-	-		II,1	500	2 000
3-Heptanone	106-35-4		50	234			-	-
Hexachlorobutadiène	87-68-3		0,02	0,21	*A2		-	-
1,2,3,4,5,6-Hexachlorocyclohexane (mélange technique d'isomère α et d'isomère β)	319-84-6 319-85-7		-	-		p	-	0,5i
γ -Hexachlorocyclohexane	58-89-9		-	0,5	*	III	-	0,5i
Hexachlorocyclopentadiène	77-47-4		0,01	0,11			-	-
Hexachloroéthane	67-72-1		1	9,7	A2	p	1	10
Hexachloronaphtalène	1335-87-1		-	0,2	*		-	-
Hexafluoroacétone	684-16-2		0,1	0,68			-	-
Hexaméthylphosphorotriamide	680-31-9		-	-	*A2		-	-
<i>n</i> -Hexane	110-54-3		50	176		II,1	50	180
Hexane (autres isomères)	-		500	1 760		II,1	200	700
		S	1 000	3 500				
2-Hexanone	591-78-6		5	20		II,1	5	21
Hexogène	121-82-4		-	1,5	*		-	-
Hexone → Méthylisobutylcétone								
Hexylène glycol	107-41-5	P	25	121		I	-	-
Huile d'isopropyle (résidu de fabrication de l'alcool isopropylique)	-		-	-			-	-
Huile minérale (brouillard)	-		-	5 ⁽⁶⁾			-	-
		S	-	10			-	-
			-	10			-	-
Huiles végétales (brouillards d')	-		-	-			-	-
Hydrazine	302-01-2		(0,1)	(0,13)	*A2	Voir tableau A2.I en annexe		A2 *A
Hydrocarbures polycycliques aromatiques cancérogènes	-		-	-			-	-
Hydrogène antimonié → Stibine								
Hydrogène arsénié → Arsine								
Hydrogène (bromure d')	10035-10-6	P	3	9,9		I	5	17
Hydrogène (chlorure d')	7647-01-0	P	5	7,5		I	5	7
Hydrogène (cyanure d')	74-90-8	P	10	11	*	II,1	10	11
Hydrogène (fluorure d'), en F	7664-39-3	P	3	2,6		I	3	2
Hydrogène (peroxyde d')	7722-84-1		1	1,4		I	1	1,4
Hydrogène phosphoré → Phosphine								
Hydrogène sélénié → Hydrogène (séléniure d')								
Hydrogène (séléniure d'), en Se	7783-07-5		0,05	0,16		II,1	0,05	0,2
Hydrogène sulfuré → Hydrogène (sulfure d')								
Hydrogène (sulfure d')	7783-06-4		10	14		V	10	15
		S	15	21				
Hydroquinone	123-31-9		-	2		I	-	2i
I								
Indène	95-13-6		10	48			-	-
Indium et composés, en In	-		-	0,1			-	-
Iode	7553-56-2	P	0,1	1		I	0,1	1
Iodoforme → Triiodométhane								
Iodométhane	74-88-4		2	12	*A2	Voir tableau A2.I en annexe		A2
Iodure de méthyle → Iodométhane								
Isobutane	75-28-5		-	-		IV	1 000	2 350
Isocyanate de méthyle	624-83-9		0,02	0,047	*	I	0,01	0,025
Isopentane	78-78-4		-	-		IV	1 000	2 950
Isophorone	78-59-1	P	5	28		p	5	28
2-Isopropoxyéthanol	109-59-1		25	106		II,1	5	22
Isopropylamine	75-31-0		5	12		II,1	5	12
		S	10	24				

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
<i>N</i> -Isopropylaniline <i>Isopropylbenzène</i> → Cumène	768-52-5		2	11	*		—	—	
K									
Kaolin	1332-58-7		—	2a			—	—	
L									
Lactate de <i>n</i> -butyle	138-22-7		5	30			—	—	
Laine minérale (fibre de)	—		—	10 (2)			—	—	
<i>Lindane</i> → γ -Hexachlorocyclohexane									
Lithium (hydrure de)	7580-67-8		—	0,025			—	—	
M									
<i>Magnésite</i> → Magnésium (carbonate de)									
Magnésium (carbonate de)	546-93-0		—	10 (2)			—	—	
Magnésium (oxyde de), fumées	1309-48-4		—	10		II,1	—	6a	
Malathion	121-75-5		—	10	*	p	—	15i	
Manganèse (arséniat de)	—		—	—			—	—	
Manganèse	7439-96-5		—	—		III	—	5i	A1
Manganèse (fumées), en Mn	—		—	(1)			—	—	
Manganèse (poussières) et ses composés, en Mn	—		—	(5)			—	—	
		S	—	3			—	—	
Manganèse (tétraoxyde de tri-)	1317-35-7		—	—		III	—	1i	
Manganèse cyclopentadiényl tricarbonyle, en Mn	12079-65-1		—	0,1	*		—	—	
<i>Marbre</i> → Calcium (carbonate de)									
<i>MDI</i> → 4,4'-Diisocyanate de diphenylméthane									
Mercuré	7439-97-6		—	—		III	0,01	0,1	
Mercuré (vapeur, toutes formes sauf composés alkylés), en Hg	—		—	(0,05)	*		—	—	
Mercuré (composés alkylés), en Hg	—		—	0,01	*		—	—	
		S	—	0,03	*		—	—	
Mercuré (composés arylés et inorganiques), en Hg	—		—	(0,1)	*		—	—	
Mercuré (composés organiques, sauf méthyl- mercure), en Hg	—		—	—		III	—	0,01i	* All
Méthacrylate de méthyle	80-62-6		100	410		I	50	210	All
Méthanethiol	74-93-1		0,5	0,98		V	0,5	1	
Méthomyl	16752-77-5		—	2,5			—	—	
Méthoxychlore	72-43-5		—	10		III	—	15i	
2-Méthoxyéthanol	109-86-4		5	16	*	II,1	5	15	*
4-Méthoxyphénol	150-76-5		—	5			—	—	
1-Méthoxy-2-propanol	107-98-2		100	369		I	100	375	
		S	150	553					
2-Méthoxy-1-propanol	1589-47-5		—	—		II,1	20	75	
3-(3-Méthoxy)propoxy-1-propanol	34590-94-8		100	606	*	I	50	300	
		S	150	909	*				
<i>Méthylacétylène</i> → Propyne									
Méthylacrylonitrile	126-98-7		1	2,7	*		—	—	
Méthylal	109-87-5		1 000	3 110		p	1 000	3 100	
Méthylamine	74-89-5		5	6,4		V	10	12	
Méthyl- <i>n</i> -amylcétone	110-43-0		50	233			—	—	
<i>N</i> -Méthylaniline	100-61-8		0,5	2,2	*	II,1	0,5	2	*
5-Méthyl- <i>o</i> -anisidine	120-71-8		—	—			—	—	A2
<i>Méthyl-<i>n</i>-butylcétone</i> → 2-Hexanone									
<i>N</i> -Méthyl-bis-(2-chloroéthyl)amine	51-75-2		—	—			—	—	A1
<i>Méthylchloroforme</i> → 1,1,1-Trichloroéthane									
Méthylcyclohexane	108-87-2		400	1 610		II,1	500	2 000	
Méthylcyclohexanol (tous isomères)	25639-42-3		50	234		II,1	50	235	
2-Méthylcyclohexanone	583-60-08		50	229	*	II,1	50	230	*
		S	75	344	*				
<i>Méthylidipropylèneglycol</i> →									
3-(3-Méthoxy)propoxy-1-propanol									
4,4'-Méthylène bis(2-chloroaniline) →									
4,4'-Diamino-3,3'-dichlorodiphénylméthane									
<i>Méthylène bis(4-cyclohexylèneisocyanate)</i> →									
4,4'-Diisocyanate de dicyclohexylméthane									
4,4'-Méthylène bis(2-méthylaniline) →									
4,4'-Diamino-3,3'-diméthylidiphénylméthane									
4,4'-Méthylène dianiline → 4,4'-Diaminodiphényl- méthane									

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
Méthyléthylcétone	78-93-3	S	200 300	590 885		II,1	200	590	
Méthylglycol → 2-Méthoxyéthanol									
5-Méthyl-3-heptanone	541-85-5		25	131			—	—	
Méthylhydrazine	60-34-4	P	(0,2)	(0,38)	*A2		—	—	
Méthylisoamylcétone	110-12-3		50	234			—	—	
Méthylisobutylcarbinol → 4-Méthyl-2-pentanol									
Méthylisobutylcétone	108-10-1	S	50 75 200	205 307 705		II,2	100	400	
Méthylisopropylcétone	563-80-4						—	—	
Méthylmercaptan → Méthanethiol									
Méthylmercure	22967-92-6		—	—		III	0,01i	—	* All
2-Méthyl-5-nitroaniline	99-55-8		—	—			—	—	A2
4-Méthyl-2-pentanol	108-11-2	S	25 40	104 167	*	II,2	25	100	*
4-Méthyl-2-pentanone → Méthylisobutylcétone									
Méthylphénylcétone → Acétophénone									
Méthyl-n-propylcétone	107-87-9	S	200 250 100	705 881 369		II,1	200	700	
Méthylpropylène glycol	107-98-2	S	150	553			—	—	
N-Méthyl-2-pyrrolidone	872-50-4		—	—		p	100	400	*
Méthylstyrènes (tous isomères)	25013-15-4	S	50 100	242 483		V	100	480	
α-Méthylstyrène	98-83-9	S	50 100	242 483		p	100	480	
N-Méthyl-2,4,6-N-tétranitroaniline	479-45-8		—	—		p	—	1,5i	* All
Métribuzine	21087-64-9		—	5			—	—	
Mévinphos	7786-34-7	S	0,01 0,03	0,092 0,27	*	p	0,01	0,1	*
Mica	12001-26-2		—	3a			—	—	
Molybdène (composés insolubles), en Mo	—		—	10		III	—	15i	
Molybdène (composés solubles), en Mo	—		—	5		III	—	5i	
Monocrotophos	6923-22-4		—	0,25	*		—	—	
Morpholine	110-91-8		20	71	*	I	20	70	*
N									
Naled	300-76-5		—	3	*	III	—	3i	
Naphtalène	91-20-3	S	10 15	52 79		p	10	50	
2-Naphtylamine	91-59-8		—	—	A1		—	—	A1 *
1-Naphtylthiourée → ANTU									
Nickel, sous forme d'aérosols inhalables du métal, du sulfure et minerais en contenant, de l'oxyde et du carbonate, tels qu'ils peuvent se former à la production ou lors de la mise en œuvre	—		—	—			Voir tableau A2.I en annexe		A1 All
Nickel (métal)	7440-02-0		—	(1)			—	—	
Nickel (composés insolubles), en Ni	—		—	(1)			—	—	
Nickel (composés solubles), en Ni	—		—	(0,1)			—	—	
Nickel (sulfure de), fumées et poussières (grillage), en Ni	—		—	(1)	A1		—	—	
Nickel tétracarbonyle	13463-39-3		(0,05)	(0,12)			Voir tableau A2.I en annexe		A2 *
Nicotine	54-11-5		—	0,5	*	II,1	0,07	0,5	— *
Nitrapyrine	1929-82-4	S	—	10 20			—	—	
Nitrate de n-propyle	627-13-4	S	25 40	107 172		p	25	110	
5-Nitroacénaphène	602-87-9		—	—			—	—	A2
2-Nitro-4-aminophénol	119-34-6		—	—			—	—	B *
4-Nitro-2-aminotoluène	99-55-8		—	—			Voir tableau A2.I en annexe		A2
4-Nitroaniline	100-01-6		—	3	*	p	1	6	*
Nitrobenzène	98-95-3		1	5	*	II,1	1	5	*
4-Nitrobiphényle	92-93-3		—	—	*A1		—	—	A2 *
4-(2-Nitrobutyl)-morpholine et 4,4'-(2-éthyl-2-nitro-1,3-propanediyl) bis-morpholine, en mélange pondéral 70/20	2224-44-4 1854-23-5		—	—		I	0,5	0,6	
Nitroéthane	79-24-3		100	307		p	100	310	
Nitroglycérine	55-63-0		0,05	0,46	*	II,1	0,05	0,5	*
Nitroglycol → Dinitrate d'éthylène glycol									
Nitrométhane	75-52-5		(100)	(250)		p	100	250	
1-Nitronaphtalène	86-57-7		—	—			—	—	B

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
2-Nitronaphtalène	581-89-5		—	—		Voir tableau A2.I en annexe		A2	
2-Nitro- <i>p</i> -phénylènediamine	5307-14-2		—	—		—	—	B *	
1-Nitropropane	108-03-2		25	91		p 25	90		
2-Nitropropane	79-46-9		10	36	A2	Voir tableau A2.I en annexe		A2	
Nitropyrénes (mono-, di-, tri-, tétra-) (isomères) ..	—		—	—		—	—	B	
<i>N</i> -Nitrosodi- <i>n</i> -butylamine	924-16-3		—	—					
<i>N</i> -Nitrosodiéthanolamine	1116-54-7		—	—					
<i>N</i> -Nitrosodiéthylamine	55-18-5		—	—					
<i>N</i> -Nitrosodi-isopropylamine	601-77-4		—	—					
<i>N</i> -Nitrosodiméthylamine	62-75-9		—	—	*A2	Voir tableau A2.I en annexe		A2	
<i>N</i> -Nitrosodi- <i>n</i> -propylamine	621-64-7		—	—					
<i>N</i> -Nitrosoéthylphénylamine	612-64-6		—	—					
<i>N</i> -Nitrosométhyléthylamine	10595-95-6		—	—					
<i>N</i> -Nitrosométhylphénylamine	614-00-6		—	—					
<i>N</i> -Nitrosomorpholine	59-89-2		—	—					
<i>N</i> -Nitrosopipéridine	100-75-4		—	—					
<i>N</i> -Nitrosopyrrolidine	930-55-2		—	—					
Nitrotoluène (tous isomères)	1321-12-6		2	11	*	II,1	5	30	
2-Nitrotoluène	88-72-2		—	—			—	—	
5-Nitro- <i>o</i> -toluidine → 4-Nitro-2-aminotoluène									
Nitrotrichlorométhane → Chloropicrine									
Noir de carbone	1333-86-4		—	3,5			—	—	
<i>n</i> -Nonane	111-84-2		200	1 050			—	—	
O									
Octachloronaphtalène	2234-13-1		—	0,1	*		—	—	
Octane (tous isomères)	—	S	—	0,3	*		—	—	
<i>n</i> -Octane	111-65-9		—	—		II,1	500	2 350	
Osmium (tétraoxyde d'), en Os	20816-12-0	S	300	1 400			—	—	
Osmium (tétraoxyde d')	20816-12-0	S	375	1 750			—	—	
2-Oxohexaméthylèneimine → ε-Caprolactame			0,0002	0,0016			—	—	
Oxyde d'allyle et de glycidyle	106-92-3	S	0,0006	0,0047		I	0,0002	0,002	
Oxyde d'azote → Azote (oxyde d')									
Oxyde de biphenyle chloré	55720-99-5		5	23		I	—	—	
Oxyde de bis(<i>p</i> -aminophényle)	101-80-4		10	47			—	—	
Oxyde de bis(2-chloroéthyle)	111-44-4	S	5	29	*	II,2	10	60	
Oxyde de bis(chlorométhyle)	542-88-1		10	58	*		—	—	
Oxyde de 1,2-butène	106-88-7		0,001	0,0047	A1		—	—	
Oxyde de <i>n</i> -butyle et de glycidyle	2426-08-6		—	—			—	—	
Oxyde de <i>tert</i> -butyle et de glycidyle	7665-72-7		25	133			—	—	
Oxyde de chlorométhyle et de méthyle	107-30-2		—	—			—	—	
Oxyde de 1,2-dichloroéthyle et de méthyle	41683-62-9		—	—	A2		—	—	
Oxyde de 2,2'-dichlorodiéthyle → Oxyde de bis(2-chloroéthyle)									
Oxyde de diéthyle	60-29-7		400	1 210		II,1	400	1 200	
Oxyde de diglycidyle	2238-07-5	S	500	1 520			—	—	
Oxyde de diisopropyle	108-20-3		0,1	0,53		I	0,1	0,6	
Oxyde de diméthyle	115-10-6		250	1 040		p	500	2 100	
Oxyde de diphenyle (vapeur)	101-84-8	S	310	1 300			—	—	
Oxyde de diphenyle/Diphényle (mélange de vapeurs)	—		—	—			—	—	
Oxyde d'éthylène	75-21-8		1	1,8		p	1	7	
Oxyde de glycidyle et de phényle	122-60-1		(1)	(6,1)	A2	Voir tableau A2.I en annexe		A2 *	
Oxyde de glycidyle et d'isopropyle	4016-14-2		50	238			—	—	
Oxyde de mésityle	141-79-7	S	75	356			—	—	
Oxyde de propylène	75-56-9	S	15	60		p	25	100	
Oxygène (difluorure d')	7783-41-7	P	25	100			Voir tableau A2.I en annexe		
Ozone	10028-15-6	P	20	48			—	—	
			0,05	0,11			—	—	
			(0,1)	(0,2)		I	0,1	0,2	
P									
Paraffine (cire de), fumée	8002-74-2		—	2			—	—	

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
Paraffines chlorées, linéaires de C ₁₀ à C ₃₀ (20 à 70 % de chlore)	—		—	—		—	—	B
Paraquat (poussières totales)	4685-14-7		—	0,5		—	—	
Paraquat (fraction inhalable)	—		—	0,1		—	—	
Paraquat (dichlorhydrate de)	1910-42-5		—	—	I	—	0,1i	*
Parathion	56-38-2		—	0,1	* P	—	0,1i	*
Parathion-méthyl	298-00-0		—	0,2	* I	—	—	
Pentaborane	19624-22-7		0,005	0,013		0,005	0,01	
		S	0,015	0,039				
Pentachloroéthane	76-01-7		—	—	II,1	5	40	
Pentachloronaphtalène	1321-64-8		—	0,5	II,2	—	0,5i	*
Pentachloronitrobenzène	82-68-8		—	0,5		—	—	
Pentachlorophénol	87-86-5		—	0,5	*	—	—	A2 *
Pentaérythritol	115-77-5		—	10		—	—	
<i>n</i> -Pentane	109-66-0		600	1 770	IV	1 000	2 950	
		S	750	2 210				
<i>tert</i> -Pentane	463-82-1		—	—	IV	1 000	2 950	
2-Pentanone → Méthyl- <i>n</i> -propylcétone								
Perchloroéthylène → Tétrachloroéthylène								
Perchlorométhylmercaptan	594-42-3		0,1	0,76		—	—	
Perchloryle (fluorure de)	7616-94-6		3	13		—	—	
		S	6	25				
Perlite	93763-70-3		—	10 (°)		—	—	
Peroxyde de dibenzoyl	94-36-0		—	5	I	—	5i	
Peroxyde de méthyléthylcétone	1338-23-4	P	0,2	1,5		—	—	
Pétroles (bitumes de, fumées)	8052-42-4		—	5		—	—	
Pétrole (gaz liquéfié)	68476-85-7		1 000	1 800		—	—	
Phénamiphos	22224-92-6		—	0,1	*	—	—	
Phénol	108-95-2		5	19	* I	5	19	*
Phénothiazine	92-84-2		—	5	*	—	—	
<i>m</i> -Phénylènediamine	108-45-2		—	0,1		—	—	B *
<i>o</i> -Phénylènediamine	95-54-5		—	0,1	A2	—	—	A2
<i>p</i> -Phénylènediamine	106-50-3		—	0,1	* II,1	—	0,1i	B *All
Phénylhydrazine	100-63-0		0,1	0,44	*A2	5	22	B *All
Phénylmercaptan	108-98-5		—	2,3		—	—	
<i>N</i> -Phényl-2-naphtylamine	135-88-6		—	—	A2	—	—	B
Phénylphosphine	638-21-1	P	0,05	0,23		—	—	
Phénylthiophosphonate de <i>O</i> -éthyle et de <i>O</i> -4-nitrophényle → EPN								
Phorate	298-02-2		—	0,05	*	—	—	
		S	—	0,2	*	—	—	
Phosgène	75-44-5		0,1	0,4	II,1	0,1	0,4	
Phosphate de 1,2-dibromo-2,2-dichloroéthyle et de diméthyle	300-76-5		—	—	III	—	3i	
Phosphate de dibutyle	107-66-4		1	8,6		—	—	
		S	2	17				
Phosphate de dibutyle et de phényle	2528-36-1		0,3	3,5	*	—	—	
Phosphate de tributyle	126-73-8		0,2	2,2		—	—	
Phosphate de tri- <i>o</i> -crésyle	78-30-8		—	0,1	*	—	—	
Phosphate de triméthyle	512-56-1		—	—		—	—	B *
Phosphate de triphényle	115-86-6		—	3		—	—	
Phosphine	7803-51-2		0,3	0,42	I	0,1	0,15	
Phosphite de diméthyle	868-85-9		—	—		—	—	B
Phosphite de triméthyle	121-45-9		2	10		—	—	
Phosphore blanc	7723-14-0		0,02	0,1	I	—	0,1i	
Phosphore (oxychlorure de)	10025-87-3		0,1	0,63	II,1	0,2	1	
Phosphore (pentachlorure de)	10026-13-8		0,1	0,85	I	—	1i	
Phosphore (pentasulfure de di-)	1314-80-3		—	1	I	—	1i	
		S	—	3				
Phosphore (pentoxyde de di-)	1314-56-3		—	—	I	—	1i	
Phosphore (trichlorure de)	7719-12-2		0,2	1,1	I	0,5	3	
		S	0,5	2,8				
Phtalate de dibutyle	84-74-2		—	5		—	—	
Phtalate de diéthyle	84-66-2		—	5		—	—	
Phtalate de di-(2-éthylhexyle)	117-81-7		—	5	III	—	10	
		S	—	10				
Phtalate de diméthyle	131-11-3		—	5	I	—	—	
<i>m</i> -Phtalodinitrile	626-17-5		—	5		—	—	
Piclorame	1918-02-1		—	10		—	—	
Pipérazine (dichlorhydrate de)	142-64-3		—	5		—	—	
Pipérylène → 1,3-Butadiène								
Pivaldione ou pindone ou 2-pivalyl-1,3-indane- dione	83-26-1		—	0,1		—	—	

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
Platine	7440-06-4		—	1		—	—	
Platine (composés du), en Pt	—		—	—	p	—	0,002i	All
Platine (sels solubles), en Pt	—		—	0,002		—	—	
<i>Plâtre de Paris</i> → Calcium (sulfate de)								
Plomb	7439-92-1		—	—	III	—	0,1i	
Plomb (arséniat de)	3687-31-8		—	—		Voir tableau A2.1 en annexe		A1
Plomb (arséniat de), en Pb ₃ AsO ₄	7784-40-9		—	0,15		—	—	
Plomb (chromate de), en Cr	7758-97-6		—	0,012	A2	}	—	B
Plomb (chromate de), en Pb	7758-97-6		—	0,05	A2			
Plomb (composés inorganiques, poussières et fumées), en Pb	—		—	(0,15)		—	—	
Plomb tétraéthyle, en Pb	78-00-2		—	0,1 ⁽⁷⁾	*	II,1	0,01	0,075
Plomb tétraméthyle, en Pb	75-74-1		—	0,15 ⁽⁷⁾	*	II,1	0,01	0,075
Plomb (tétraoxychromate de)	7758-97-6		—	—		}	—	B
et oxytétraoxychromate de)	18454-12-1		—	—				
<i>Polychlorure de vinyle</i> → PVC								
Potassium (hydroxyde de)	1310-58-3		—	—	A2	—	—	
<i>Poussière de bois</i> → Bois								
Poussière fine contenant du quartz (> 1 % en poids)	—		—	—		—	—	4a
Poussières non fibrosantes	—		—	10		—	—	
Propadiène/Propyne (mélange)	—	S	1 000	1 640		—	—	
			1 250	2 050				
Propane	74-98-6		—	—		IV	1 000	1 800
1,3-Propanesultone	1120-71-4		—	—	A2	—	—	A2 *
β-Propiolactone	57-57-8		0,5	1,5	A2	—	—	A2
Propoxur	114-26-1		—	0,5		p	—	2i
Propylène imine	75-55-8		—	4,7	*A2	—	—	A2 *
Propyne	74-99-7		1 000	1 640		IV	1 000	1 650
PVC (poussière fine, degré de polymérisation 500-2 000)	9002-86-2		—	—		—	—	5a
Pyréthre	8003-34-7		—	5		III	—	5i
Pyridine	110-86-1		5	16		II,1	5	15
Pyrocatechol	120-80-9		5	23		—	—	—
Q								
<i>Quartz</i> → Silices cristallines								
<i>p-Quinone</i> → <i>p</i> -Benzoquinone								
R								
Résorcinol	108-46-3	S	10	45		—	—	—
			20	90		—	—	—
Rhodium (métal, poussière)	7440-16-6		—	1		—	—	—
Rhodium (composés insolubles), en Rh	—		—	1		—	—	—
Rhodium (composés solubles), en Rh	—		—	0,01		—	—	—
Roténone (commerciale)	83-79-4		—	5		p	—	5i
S								
Saccharose	57-50-1		—	10		—	—	—
Sélénium (composés du), en Se	—		—	—		III	—	0,1i
Sélénium (et composés du), en Se	—		—	0,2		—	—	—
Sélénium (hexafluorure de), en Se	7783-79-1		0,05	0,16		—	—	—
<i>Silane</i> → Silicium (tétrahydruure de)								
Silicate d'éthyle	78-10-4		10	85		I	20	170
Silicate de méthyle	681-84-5		1	6		—	—	—
Silices amorphes :								
• fumées de silice	69012-64-2		—	2a		—	—	—
• terre de diatomées, non calcinée	61790-53-2		—	10 ⁽²⁾		—	—	—
• silice précipitée (gel de silice)	112926-00-8		—	10 ⁽²⁾		—	—	—
Silices amorphes :								
• colloïdales, y compris pyrogénée ou précipitée et terre de diatomées non calcinée	61790-53-2		—	—		—	—	4i
• verre de quartz	60676-86-0		—	—		—	—	0,3a
• silice fondue	7699-41-4		—	—		—	—	0,3a
• fumées de silice ou de terre de diatomées calcinée	68855-54-9		—	—		—	—	0,3a

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
Silices cristallines :								
• cristobalite	14464-46-1		—	0,05a		—	0,15a	
• quartz	14808-60-7		—	0,1a		—	0,15a	
• silice fondue	60676-86-0		—	0,1a		—	—	
• tridymite	15468-32-3		—	0,05a		—	0,15a	
• tripoli	1317-95-9		—	0,1a, en quartz		—	—	
<i>Silice précipitée</i> → Silices amorphes								
Silicium (carbure de)	409-21-2		—	10 ⁽²⁾		—	—	
Silicium (carbure de), sans fibre	409-21-2		—	—		—	4a	
Silicium (poussière)	7440-21-3		—	10 ⁽²⁾		—	—	
Silicium (tétrahydrure de)	7803-62-5		5	6,6		—	—	
Sodium (azoture de)	26628-22-8	P	0,11	0,29		p	—	0,2
Sodium (bisulfite de)	7631-90-5		—	5		—	—	—
Sodium (2-(2,4-dichlorophénoxy)-éthylsulfate de)	136-78-7		—	10		—	—	—
Sodium (fluoroacétate de)	62-74-8		—	0,05	*	II,1	—	0,05i
		S	—	0,15	*			*
			—	—	A2	I	—	2i
Sodium (métabisulfite de)	7681-57-4		—	5		—	—	—
Sodium (pyrophosphate de)	7722-88-5		—	5		—	—	—
Sodium (tétraborate de), anhydre	1330-43-4		—	1		—	—	—
Sodium (tétraborate), décahydraté	1303-96-4		—	5		—	—	—
Sodium (tétraborate), pentahydraté	—		—	1		—	—	—
Solvant du caoutchouc (naphta)	—		400	1 590		—	—	—
Soufre (décafluorure de di-)	5714-22-7	P	0,01	0,1		I	0,025	0,25
Soufre (dichlorure de di-)	10025-67-9	P	1	5,5		I	1	6
Soufre (dioxyde de)	7446-09-5		2	5,2		I	2	5
		S	5	13		—	—	—
Soufre (hexafluorure de)	2551-62-4		1 000	5 970		IV	1 000	6 000
Soufre (tétrafluorure de)	7783-60-0	P	0,1	0,44		—	—	—
Stéarates (sauf de métaux toxiques)	—		—	10		—	—	—
Stéatite (soapstone) :								
• poussières alvéolaires	—		—	3a		—	—	—
• poussières totales	—		—	6 ⁽²⁾		—	—	—
Stibine	7803-52-3		0,1	0,51		II,2	0,1	0,5
<i>Strontium (tétraoxychromate de)</i> → Chrome VI, composés du								
Strychnine	57-24-9		—	0,15		II,1	—	0,15i
Styrène	100-42-5		50	213	*	II,1	20	85
		S	100	426	*			
Subtilisines (enzymes protéolytiques) exprimées en enzyme pure 100 % cristallisée	1395-21-7	P	—	6.10 ⁻⁵ (8)		—	—	—
<i>Sulfamate d'ammonium</i> → Ammonium (sulfa- mate d')								
Sulfate de diéthyle	64-67-5		—	—		Voir tableau A2.I en annexe	—	A2
Sulfate de diméthyle	77-78-1		0,1	0,52	*A2	Voir tableau A2.I en annexe	—	A2 *
<i>Sulfotep</i> → TEDP								
Sulfure de bis(p-aminophényle)	139-65-1		—	—		—	—	A2
Sulfure de bis(2-chloroéthyle)	505-60-2		—	—		—	—	A1
<i>Sulfure de carbone</i> → Carbone (disulfure de)								
Sulfuryle (fluorure de)	2699-79-8		5	21		—	—	—
		S	10	42		—	—	—
T								
2,4,5- <i>T</i> → Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique								
Talc (sans fibres d'amiante)	14807-96-6		—	2a		—	—	2a
Talc (contenant des fibres d'amiante) → Amiante								
Tantale (métal)	7440-25-7		—	—		III	—	5i
Tantale (métal et oxyde), en Ta	—		—	5		—	—	—
TEDP	3689-24-5		—	0,2	*	III	0,015	0,2
Tellure et composés (sauf hexafluorure), en Te	—		—	0,1		II,2	—	0,1i
Tellure (hexafluorure de), en Te	7783-80-4		0,02	0,1		II,2	—	0,1i
Tellurure de diéthyle	—		—	—		II,2	—	0,1i
Téméphos	3383-96-8		—	10		—	—	—
TEPP	107-49-3		0,004	0,047	*	III	0,005	0,05
Térébenthine	8006-64-2		100	556		I	100	560
Terphényles	26140-60-3	P	0,5	5		—	—	—
Terphényles hydrogénés	61788-32-7		0,5	4,9		—	—	—
<i>Terre de diatomées</i> → Silices amorphes								
1,1,2,2-Tétrabromoéthane	79-27-6		1	14		II,1	1	14
Tétrabromométhane	558-13-4		0,1	1,4		—	—	—
		S	0,3	4,1		—	—	—

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE			
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³	
<i>Tétrabromure d'acétylène</i> → 1,1,2,2-Tétrabromoéthane								
<i>Tétrabromure de carbone</i> → Tétrabromométhane								
2,3,7,8-Tétrachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	1746-01-6		—	—		—	—	A2
1,1,1,2-Tétrachlorodifluoroéthane	76-11-9		500	4 170		IV	1 000	8 340
1,1,2,2-Tétrachlorodifluoroéthane	76-12-0		500	4 170		II,2	200	1 690
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	79-34-5		1	6,9	*		1	7
Tétrachloroéthylène	127-18-4		25	170	A3	11,1	50	345
		S	100	685	A3			
Tétrachlorométhane	56-23-5		5	31	*A2	II,1	10	65
Tétrachloronaphtalène	1335-88-2		—	2			—	—
<i>Tétrachlorure d'acétylène</i> → 1,1,2,2-Tétrachloroéthane								
<i>Tétrachlorure de carbone</i> → Tétrachlorométhane								
Tétrahydrofuranne	109-99-9		200	590		II,2	200	590
		S	250	737				
<i>N,N,N',N'</i> -Tétraméthyl-diaminodiphénylméthane	101-61-1		—	—			—	—
Tétraméthylsuccinonitrile	3333-52-6		0,5	2,8	*	II,1	0,5	3
Tétranitrométhane	509-14-8		0,05	0,04	A2		—	—
Tétryl	479-45-8		—	1,5		p	—	1,5i
Thallium, composés solubles, en Ti	—		—	0,1	*	III	—	0,1i
4,4'-Thio-bis(6-terbutyl- <i>m</i> -crésol)	96-69-5		—	10			—	—
Thioglycolate de glycéryle	30618-84-9		—	—			—	—
Thiouree	—		—	—			—	—
Thirame	137-26-8		—	1		II,2	—	5i
Titane (dioxyde de)	13463-67-7		—	10 (2)			—	6a
<i>TNT</i> → 2,4,6-Trinitrotoluène								
<i>o</i> -Tolidine	119-93-7		—	—	*A2		—	—
Toluène	108-88-3		50	188	*	II,2	50	190
<i>Toluène-2,4-diamine</i> → 2,4-Diaminotoluylène								
<i>m</i> -Toluidine	108-44-1		2	8,8	*		—	—
<i>o</i> -Toluidine	95-53-4		2	8,8	*A2		—	—
<i>p</i> -Toluidine	106-49-0		2	8,8	*A2		—	—
<i>Toxaphène</i> → Camphéchloré								
Tribromométhane	75-25-2		0,5	5,2	*		—	—
1,2,4-Trichlorobenzène	120-82-1	P	5	37		III	5	40
Trichlorobenzènes (isomères)	12002-48-1		—	—		III	5	40
2,3,4-Trichloro-1-butène	2431-50-7		—	—			—	—
1,1,1,-Trichloroéthane	71-55-6		350	1 910		II,2	200	1 080
		S	450	2 460				
1,1,2-Trichloroéthane	79-00-5		10	55	*	II,2	10	55
Trichloroéthylène	79-01-6		50	269		II,2	50	270
		S	100	537				
Trichlorofluorométhane	75-69-4	P	1 000	5 620		IV	1 000	5 600
Trichlorométhane	67-66-3		10	49	A2	II,1	10	50
Trichloronaphtalène	1321-65-9		—	5	*	p	—	5i
1,2,3-Trichloropropane	96-18-4		10	60	*		—	—
α, α, α -Trichlorotoluène	98-07-7		—	—			—	—
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane	76-13-1		1 000	7 670		IV	500	3 800
		S	1 250	9 590				
<i>Trichlorure de benzyle</i> → α, α, α -Trichlorotoluène								
<i>Tridymite</i> → Silices cristallines								
Triéthylamine	121-44-8		(10)	(41)		V	10	40
		S	(15)	(62)				
<i>Trifluorure de chlore</i> → Chlore (trifluorure de)								
Triodométhane	75-47-8		0,6	10			—	—
Triméthylamine	75-50-3		5	12			—	—
		S	15	36				
2,4,5-Triméthylaniline	137-17-7		—	—			—	—
Triméthylbenzènes	25551-13-7		25	123			—	—
<i>Triméthylène trinitramine</i> → Hexogène								
2,4,7-Trinitrofluorénone	129-79-3		—	—			—	—
2,4,6-Trinitrophénol → Acide picrique								
2,4,6-Trinitrophénylméthyl nitramine → Tétryl								
2,4,6-Trinitrotoluène	118-96-7		—	0,5	*		—	—
2,4,6-Trinitrotoluène et isomères en mélange technique	118-96-7		—	—		II,1	0,01	0,1
Triphénylamine	603-34-9		—	5			—	—
<i>Tripoli</i> → Silices cristallines								
Tungstène, composés insolubles, en W	—		—	5			—	—
		S	—	10				

Substance	N° CAS	ÉTATS-UNIS			ALLEMAGNE				
			ppm	mg/m ³		ppm	mg/m ³		
Tungstène, composés solubles, en W	-		-	1		-	-		
U		S	-	3		-	-		
Uranium, composés, en U	-		-	-	III	-	0,25i		
Uranium naturel, et ses composés solubles et insolubles, en U	-	S	-	0,2 0,6		-	-		
V									
Vanadium (pentoxyde de di-), poussières, fumées, en V ₂ O ₅	1314-62-1		-	0,05a	II,2	-	0,05a		
Verre (fibres ou poussières de)	-		-	10		-	-		
Vinyltoluènes → Méthylstyrènes									
N-Vinyl-2-pyrrolidone	88-12-0		-	-		-	-	A2	
VM&P naphta	8032-32-4		300	1 370		-	-		
W									
Warfarine	81-81-2		-	0,1	II,2	-	0,5i		
White-spirit	8052-41-3		100	525		-	-		
X									
m-Xylène- α , α' -diamine	1477-55-0	P	-	0,1	*	-	-		
Xylènes (tous isomères)	1330-20-7	S	100 150	434 651	II,1	100	440		
2,4-Xylidine	95-68-1		-	-		5	25	B *	
Xylidines (tous isomères)	1300-73-8		0,5	2,5	*A2	-	-		
Xylidines (tous isomères, sauf le 2,4)	1300-73-8		-	-		p	5	25	*
m-Xylylènediamine → m-Xylène- α , α' -diamine									
Y									
Yttrium	7440-65-5		-	-	III	-	5i		
Yttrium, métal et composés, en Y	-		-	1		-	-		
Z									
Zeidane	50-29-3		-	1	III	-	1i	*	
Zinc (chlorure de), fumées	7646-85-7		-	1		-	-		
Zinc (chromate de), en Cr	13530-65-9	S	-	2	A1	-	-	A1	
	11103-86-9		-	0,01	A1	-	-		
	37300-23-5		-	0,01	A1	-	-		
Zinc (oxyde de), fumées	1314-13-2		-	5	III	-	5a		
Zinc (oxyde de), poussières	1314-13-2	S	-	10		-	-		
Zirconium (composés), en Zr	-		-	10 (2)	III	-	-		
			-	5		-	5i		
		S	-	10		-	-		

ANNEXES

TABLEAU A1.1

Dans tous les cas, les limites proposées figureront dans cette liste pendant une période d'épreuve d'au moins une année. Si, au bout d'une année, rien n'est venu infirmer leur validité, les limites proposées ici passeront dans le tableau des valeurs recommandées.

A1. ACGIH (ETATS-UNIS)

A1.1. Modifications et adjonctions proposées

Le lecteur trouvera dans le tableau A1.1 :

- des substances pour lesquelles il n'y avait pas jusqu'ici de valeur limite ;
- des substances dont on propose de modifier la valeur limite recommandée.

A1.2. Valeurs limites pour les mélanges

Lorsque deux ou plusieurs substances dangereuses agissent simultanément à un même niveau de l'organisme humain, il convient d'étudier leur effet combiné plutôt que l'effet de chacune d'elles prises séparément. En l'absence d'indication contraire, on peut considérer que les effets s'additionnent. Il s'ensuit que si la somme :

$$\frac{C_1}{VL_1} + \frac{C_2}{VL_2} + \dots + \frac{C_n}{VL_n}$$

est supérieure à 1, la valeur limite du mélange des n substances est dépassée (C désigne la concentration atmosphérique mesurée et VL la valeur limite correspondante).

La règle ci-dessus ne s'applique pas lorsqu'on a de bonnes raisons de penser que les principaux effets des différentes substances ne s'additionnent pas mais sont *indépendants*. C'est le cas lorsque les composants du mélange ont des effets purement locaux sur des organes distincts. La VL du mélange n'est alors dépassée que si l'un des termes

$$\frac{C_1}{VL_1}, \frac{C_2}{VL_2}, \dots, \frac{C_n}{VL_n}$$

est supérieur à 1.

Il peut y avoir synergie ou potentialisation avec certains mélanges de polluants atmosphériques. Chaque cas doit être étudié séparément. Les agents qui ont des effets de synergie ou de potentialisation ne sont pas toujours dangereux par eux-mêmes. On peut observer des effets potentialisants en cas d'exposition à ce type d'agents par des voies autres que l'inhalation, par exemple ingestion d'alcool + inhalation de narcotique (trichloroéthylène). La potentialisation se manifeste de façon caractérisée aux concentrations élevées et de façon moins probable aux concentrations faibles.

Substance	N° CAS	ppm	mg/m ³	
Acétate de benzyle	140-11-4	10	61	A3
Acétate de n-butyle	123-86-4	20	95	
Acétone cyanhydrine, en CN	75-86-5	4,7	5	P, *
Adiponitrile	111-69-3	2	8,8	*
Amiante, toutes formes	1332-21-4	0,2 fibre/cm ³ (11)	0,01	A1
Ammonium perfluorooctanoate	3825-26-1	-	0,01	A3
Benzène	71-43-2	0,1	0,3	A1, *
Brome	7726-95-6	0,1	0,66	
		0,2	1,3	S
1,3-Butadiène	106-99-0	2	4,4	A2
Calcium (cyanure de), en CN	592-01-8	-	-	A5, *
Chlorure d'éthyle	75-00-3	100	264	A3
Chrome et composés inorganiques, en Cr :				
- métal	-	-	0,5	A4
- composés du Cr III	-	-	0,5	A4
- composés du Cr VI solubles dans l'eau	-	-	0,05	A1
- composés du Cr VI insolubles	-	-	0,01	A1
Cobalt et composés inorganiques, en Co	-	-	0,02	A3
2-N-Dibutylaminoéthanol	102-81-8	0,5	3,5	*
Diéthanolamine	111-42-2	0,46	2	*
Diéthylamine	109-89-7	5	15	A4, *
		15	45	S, A4, *
2-Diéthylaminoéthanol	100-37-8	2	9,6	*
Diméthyléthoxysilane	14857-34-2	0,5	2,1	
		1,5	6,4	S
1,1-Diméthylhydrazine	57-14-7	0,01	0,025	A2, *
Epiclorhydrine	106-89-8	0,1	0,38	A2, *
EPN	2104-64-5	-	0,1	*
Ethylamine	75-04-7	5	9,2	*
		15	27,6	S, *
Heptachlore et heptachlore époxyde	76-44-8	-	0,05	A3, *
Hexachlorobenzène	118-74-1	-	0,025	A3, *
Huile minérale, brouillard :				
- raffinage supérieur	-	-	5 (6)	
- raffinage moyen, en particules contenant des hydrocarbures polyaromatiques solubles dans le cyclohexane	-	-	0,2 (6)	A1
Hydrazine	302-01-2	0,01	0,013	A2, *
Hydrogène (cyanure d'), en CN	74-90-8	4,7	5	P, *
Manganèse et composés inorganiques en Mn	-	-	0,2	
Mercuré :				
- composés alkylés	-	-	0,01	*
			0,03	S, *
- composés arylés	-	-	0,1	*
- métal et composés inorganiques y compris la valeur du métal	-	-	0,025	A4, *
Méthylhydrazine	60-34-4	0,01	0,019	A2, *
Nickel (sulfure de) (fumées et poussières de grillage du)	-	-	-	
Nickel carbonyle, en Ni	13463-39-3	-	-	
Nickel et composés solubles et insolubles, en Ni	-	-	0,05	A1
Nitrométhane	75-52-5	20	50	
Oxyde de méthyle et de tert-butyle	1634-04-4	40	144	
Oxyde de phényle et de glycidyle	122-60-1	0,1	0,6	A3, *
Ozone	10028-15-6	0,05	0,1	
		0,2	0,4	S
		-	0,05	A3
Plomb et composés inorganiques en Pb	-	-	-	
Potassium (cyanure de), en CN	151-50-8	-	-	A5, *
Sodium (cyanure de), en CN	143-33-9	-	-	A5, *
Sodium (fluoroacétate ou perfluoroacétate de)	62-74-8	-	0,05	*
Sulfométuron méthyle	74222-97-2	-	5	A4
Triéthylamine	121-44-8	1	4,1	*
		5	20,7	S, *

Pour ces substances voir Nickel et composés solubles et insolubles

Lorsqu'une opération ou un processus donne lieu à l'émission de poussières, fumées, vapeurs ou gaz dangereux, il arrive fréquemment que la seule possibilité d'évaluer les risques présentés par le mélange consiste à doser un seul des composants. Il faut alors diviser la VL propre à ce composant par un facteur approprié, établi en fonction du nombre, de la toxicité et de la proportion des autres polluants. C'est le cas notamment lors des opérations de soudage, de décapage au jet, d'application de peintures et vernis, lors de certains processus de fonderie, dans les garages et lorsqu'il y a émission de gaz d'échappement de moteurs diesel.

Exemples d'application

Les calculs indiqués en a) ne s'appliquent que dans les cas où les composants du mélange ont des effets toxiques semblables. Lorsque les composants ont des effets très différents (acide cyanhydrique et anhydride sulfureux par exemple), il convient d'utiliser les formules données en b). Dans le cas des poussières, on fera référence au paragraphe c).

a) Effets d'addition

Cas général : recherche et dosage de tous les composants dans l'air :

$$\frac{C_1}{VL_1} + \frac{C_2}{VL_2} + \dots = 1$$

Note : il est indispensable, pour chaque composant, d'analyser l'atmosphère qualitativement et quantitativement pour déterminer s'il y a ou non conformité avec la valeur limite calculée.

Exemple

L'atmosphère contient :

400 ppm d'acétone (VL = 750 ppm) ;

150 ppm d'acétate de butyle secondaire (VL = 200 ppm),

100 ppm de méthyléthylcétone (VL = 200 ppm)

$$\frac{400}{750} + \frac{150}{200} + \frac{100}{200}$$

$$= 0,53 + 0,75 + 0,5 = 1,78.$$

La valeur limite est dépassée.

Cas particulier : la source de pollution est un mélange liquide. On suppose que la composition du mélange en phase

vapeur est semblable à celle du mélange en phase liquide ; par exemple sur la base d'une exposition moyenne pondérée dans le temps, la totalité du mélange liquide de solvants finit par s'évaporer.

Quand la composition en pourcentage pondéral du mélange liquide est connue, il faut prendre les valeurs limites des constituants en mg/m³ et calculer la valeur limite du mélange

$$(VL)_M = \frac{1}{\frac{f_1}{VL_1} + \frac{f_2}{VL_2} + \dots + \frac{f_n}{VL_n}}$$

Note : pour déterminer la conformité de la concentration mesurée avec cette valeur limite, il convient d'étalonner l'appareil de mesure en laboratoire, afin qu'il réponde à ce mélange air-vapeur, tel qu'il est défini quantitativement et qualitativement, ainsi qu'aux concentrations de chaque fraction de ce mélange (par exemple VL/2, VL/10, 2 VL, 10 VL...).

Exemple

Soit un liquide contenant en poids :

50 % d'heptane,
VL = 400 ppm ou 1 640 mg/m³
(1 mg/m³ = 0,24 ppm) ;

30 % de 1,1,1-trichloroéthane,
VL = 350 ppm ou 1 910 mg/m³
(1 mg/m³ = 0,18 ppm) ;

20 % de perchloroéthylène,
VL = 25 ppm ou 170 mg/m³
(1 mg/m³ = 0,15 ppm).

La VL du mélange sera :

$$(VL)_M = \frac{1}{\frac{0,5}{1\,640} + \frac{0,3}{1\,910} + \frac{0,2}{170}}$$

$$= \frac{1}{0,00164} = 610 \text{ mg/m}^3$$

Dans ces 610 mg/m³ de mélange :

50 %, soit 610 × 0,5 = 305 mg/m³, correspondent à l'heptane ;

30 %, soit 610 × 0,3 = 183 mg/m³, correspondent au 1,1,1-trichloroéthane ;

20 %, soit 610 × 0,2 = 122 mg/m³, correspondent au perchloroéthylène ; d'où,

pour l'heptane (VL₁)_M = 305 mg/m³ ou 305 × 0,24 = 73 ppm ;

pour le 1,1,1-trichloroéthane,
(VL₂)_M = 183 mg/m³ ou
183 × 0,18 = 33 ppm ;

pour le perchloroéthylène
(VL₃)_M = 122 mg/m³ ou
122 × 0,15 = 18 ppm.

$$(VL)_M = (VL_1)_M + (VL_2)_M + (VL_3)_M$$

$$= 305 + 183 + 122$$

$$= 610 \text{ mg/m}^3$$

$$(VL)_M = 73 + 33 + 18$$

$$= 124 \text{ ppm.}$$

b) Effets indépendants

La valeur limite pour le mélange est :

$$\frac{C_1}{VL_1} = 1, \frac{C_2}{VL_2} = 1, \dots, \frac{C_n}{VL_n} = 1$$

Exemple

L'air contient 0,15 mg/m³ de plomb (VL = 0,15) et 0,7 mg/m³ d'acide sulfurique (VL = 1).

$$\frac{0,15}{0,15} = 1 ; \frac{0,7}{1} = 0,7$$

la valeur limite n'est pas dépassée.

c) Mélanges de poussières minérales

Pour les mélanges de poussières minérales biologiquement actives, on peut utiliser la formule générale applicable aux mélanges :

$$(VL)_M = \frac{1}{\frac{f_1}{VL_1} + \frac{f_2}{VL_2} + \dots + \frac{f_n}{VL_n}}$$

A1.3. Aérosols (poussières et brouillards de liquides)

Dans le cas des substances chimiques présentes dans l'air inhalé sous forme de suspensions de particules solides ou de gouttelettes, le risque est fonction de la dimension des particules et de la concentration en poids ; cela tient : 1) à l'influence de la dimension des particules sur le lieu du dépôt dans le tractus respiratoire, 2) à la tendance qu'ont un grand nombre de maladies professionnelles à être associées à un dépôt dans telle ou telle région du tractus respiratoire.

Le Comité « Valeurs limites pour les substances chimiques » a, pendant de nombreuses années, recommandé des TLV fonction de la granulométrie pour la

silice cristalline, en raison du lien bien établi entre la silicose et les concentrations massiques d'aérosols alvéolaires. Actuellement, le Comité réexamine d'autres substances rencontrées sous formes d'aérosols sur les lieux de travail avec l'objectif de définir pour chaque substance :

- 1) la fraction granulométrique associée le plus étroitement à l'effet qu'elle peut avoir sur la santé ;
- 2) la concentration massique de cette fraction à retenir comme TLV.

Les TLV applicables à des fractions granulométriques définies seront exprimées sous 3 formes.

a) *La fraction massique inhalable* pour les substances qui peuvent être dangereuses quel que soit leur site de dépôt dans le tractus respiratoire.

Cette fraction est formée des particules captées avec l'efficacité de collecte $C_i(d)$, sans considération de l'orientation de l'orifice d'échantillonnage par rapport à la direction du vent :

$$C_i(d) = 50 \% (1 + e^{-0,06d})$$

pour $0 \leq d < 100 \mu\text{m}$,

$C_i(d)$ = efficacité de collecte pour les particules de diamètre aérodynamique d , en μm .

b) *La fraction massique thoracique* pour les substances qui sont dangereuses quel que soit leur site de dépôt dans les voies pulmonaires ou la région des échanges gazeux.

Cette fraction est formée des particules captées avec l'efficacité de collecte $C_i(d)$:

$$C_t(d) = C_i(d) [1 - F(x)]$$

où

$$x = \frac{\ln(d/D)}{\ln(s)}$$

$D = 11,64 \mu\text{m}$ et $s = 1,5$,

$F(x)$ étant la fonction de probabilité cumulée de la variable normale standardisée x .

c) *La fraction massique alvéolaire* pour les substances qui sont dangereuses si elles se déposent dans la région des échanges gazeux.

Cette fraction est formée des particules captées avec l'efficacité de collecte $C_a(d)$:

$$C_a(d) = C_i(d) [1 - F(x)]$$

où $F(x)$ est la fonction de probabilité cumulée de la variable normale standardisée x ; $D = 4,25 \mu\text{m}$ et $s = 1,5$.

Les efficacités de collecte pour ces différentes fractions granulométriques figurent dans les tableaux A1.II à A1.IV. Les références [2] et [3] en bibliographie fournissent les algorithmes permettant de calculer chacune des trois fractions.

Dans cette proposition, la modification la plus importante est l'accroissement, de 3,5 à 4 μm , du diamètre de coupure pour un échantillonneur de la fraction alvéolaire ; cette modification est en accord avec le projet de protocole international ISO/CEN recommandé par la Communauté économique Européenne [3, 4].

TABLEAU A1.II
Fraction inhalable

D_{ae} (μm)	FMI (%)
0	100
1	97
2	94
5	87
10	77
20	65
30	58
40	54,5
50	52,5
100	50

TABLEAU A1.III
Fraction thoracique

D_{ae} (μm)	FMI (%)
0	100
2	94
4	89
6	80,5
8	67
10	50
12	35
14	23
16	15
18	9,5
20	6
25	2

TABLEAU A1.IV
Fraction alvéolaire

D_{ae} (μm)	FMA (%)
0	100
1	97
2	91
3	74
4	50
5	30
6	17
7	9
8	5
10	1

D_{ae} : diamètre aérodynamique ; FMI : fraction massique inhalable ; FMA : fraction massique alvéolaire.

Note

En France, les VME relatives à la fraction alvéolaire de l'aérosol inhalé suivent les définitions données par l'ISO (2) et par l'AFNOR (3). Elles sont comparables aux valeurs RPM-TLV données par l'ACGIH pour les poussières alvéolaires.

A1.4. Cancérogènes

Le Comité « Valeurs limites pour les substances chimiques » a pris conscience de la préoccupation croissante du public concernant les substances ou procédés qui provoquent le cancer ou contribuent à en accroître la fréquence. Des méthodes d'évaluation biologiques plus sophistiquées, aussi bien que l'utilisation de modèles mathématiques complexes permettant d'extrapoler les niveaux de risque pour les personnes exposées, conduisent à des conclusions différentes pour décider les produits ou procédés qui devraient être classés comme cancérogènes pour l'homme et quels devraient être les niveaux maxima d'exposition. Le but du Comité est de synthétiser l'information disponible de façon utile pour les hygiénistes industriels sans les surcharger d'inutiles détails. Le problème principal est que la pratique actuelle du Comité ne reflète pas suffisamment les incertitudes relatives aux résultats des études sur l'homme ou sur les animaux. Ayant conclu que la classification actuelle des cancérogènes en deux groupes ne convenait pas, le Comité a passé en revue les méthodes des autres groupes et élaboré une nouvelle procédure, qui sera appliquée dans les futures éditions de cette note.

Les catégories proposées pour les cancérogènes sur les lieux de travail sont les suivantes :

C1 – Cancérogène humain confirmé. La substance est cancérogène pour l'homme, selon les résultats d'études épidémiologiques ou cliniques convaincantes.

C2 – Cancérogène humain suspecté. La substance est cancérogène chez l'animal d'expérience à des niveaux et par des voies d'administration qui sont estimées représentatives de l'exposition réelle des travailleurs. Les études épidémiologiques sont contradictoires,

(2) Rapport technique ISO/TR 7708-1983 (F). Qualité de l'air. Définitions des fractions de taille des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé (1983).

(3) Fascicule de documentation de l'AFNOR X 43-100 (1984).

discutées ou inappropriées pour confirmer un risque accru de cancer pour les personnes exposées.

C3 – Cancérogène pour l'animal. La substance est cancérogène pour l'animal à des doses relativement élevées ou par des voies d'administration qui ne sont pas considérées comme représentatives des conditions d'exposition des travailleurs. Les études épidémiologiques ne confirment pas un risque accru. Les éléments disponibles suggèrent que la substance n'est probablement pas cancérogène pour l'homme sauf dans des conditions d'exposition inusuelles ou peu vraisemblables.

C4 – La substance ne peut être classée comme cancérogène pour l'homme. Les données qui permettraient de classer la substance comme cancérogène pour l'animal ou pour l'homme sont inappropriées ou inexistantes.

C5 – Substance non suspectée d'être cancérogène pour l'homme. Des études épidémiologiques convenablement conduites ne permettent pas de suspecter la substance comme cancérogène. Ces études ont un temps de suivi suffisant, des données d'exposition fiables, et une puissance statistique adéquate pour permettre de conclure que l'exposition à la substance n'implique pas un risque de cancer accru pour l'homme.

A1.5. Produits dangereux de composition variable

Polytétrafluoroéthylène, produits de décomposition

La décomposition thermique de la chaîne fluorocarbonée dans l'air a pour conséquence la formation de produits oxycarbonés fluorés. Ces produits se décomposent par hydrolyse dans une solution alcaline. Le dosage quantitatif des fluorures dans l'air donne une indication sur le risque d'exposition. La toxicité de ces produits n'étant pas encore définie, aucune valeur limite n'est recommandée mais la concentration dans l'air doit être maintenue à un minimum.

Fumées de soudage – particules totales (ne faisant pas l'objet d'une autre classification)
TLV-TWA : 5 mg/m³

Les fumées de soudage ne peuvent pas faire l'objet d'une classification simple. Leur composition et leur quantité dépendent de l'alliage soudé, du procédé de soudage mis en œuvre et des

électrodes utilisées. Il est impossible d'analyser de façon fiable les fumées de soudage sans prendre en considération la nature du procédé et l'ensemble des éléments entrant en jeu. Les métaux et alliages réactifs (aluminium, titane, etc.) sont soudés à l'arc en atmosphère inerte (argon, par exemple). Les arcs provoquent un assez faible dégagement de fumées, mais leur rayonnement intense peut donner lieu à la formation d'ozone. Des procédés semblables sont appliqués lors du soudage à l'arc des aciers ; là aussi, le dégagement de fumées est assez peu important. Les alliages ferreux sont soudés à l'arc en atmosphère oxydante, ce qui entraîne un dégagement considérable de fumées et, éventuellement, la formation de monoxyde de carbone et non plus d'ozone. Ces fumées sont généralement composées de particules discrètes de laitier amorphe contenant du fer, du manganèse, du silicium et d'autres constituants métalliques selon l'alliage considéré. Les fumées de soudage à l'arc des aciers inoxydables contiennent du nickel et du chrome. Certaines électrodes enrobées à flux incorporé contiennent des fluorures ; on peut alors trouver dans les fumées une proportion significativement plus élevée de fluorures que d'oxydes. Compte tenu de tous ces facteurs, il faut souvent rechercher dans les fumées de soudage tous les constituants pouvant vraisemblablement s'y trouver pour déterminer si les différentes TLV sont ou non respectées. Les conclusions établies à partir de la concentration de fumées totales sont généralement adéquates lorsque la baguette d'apport, le métal et le revêtement de la pièce ne contiennent pas d'élément toxique et que le soudage est fait dans des conditions telles qu'un dégagement de gaz toxique est exclu.

A1.6. Horaires de travail particuliers

Les travailleurs ayant des horaires de travail sensiblement prolongés au-delà des 8 heures par jour ou 40 heures par semaine doivent bénéficier d'une protection égale de leur santé. Deux modèles simples sont habituellement utilisés pour réduire les valeurs limites dans de tels cas :

– l'un réduit la valeur limite proportionnellement à la fois à l'augmentation du temps d'exposition et à la réduction du temps de non-exposition ;

– l'autre permet une adaptation en fonction du type d'effet toxique.

Aucun modèle ne doit être utilisé pour autoriser des dépassements des TLV ou STEL pour de courtes expositions

(par exemple 8 fois la TLV pendant 1 heure et non-exposition pendant 7 heures).

L'expérience dans ce domaine est suffisante pour préconiser un choix ou pour déconseiller l'emploi de modèles plus complexes (modèles pharmacocinétiques) mieux adaptés à des cas spécifiques et bien connus de ceux qui les utilisent.

A2. MAK (ALLEMAGNE)

A2.1. Substances cancérogènes

La manipulation de substances cancérogènes prouvées ou suspectées exige des mesures préventives maximales. Ces substances sont classées en trois catégories :

Catégories A1 et A2 – Substances dont le pouvoir cancérogène est établi

Pour ces substances dont les effets, selon les connaissances actuelles, présentent un risque net de cancer pour l'homme, il n'y a pas de valeur limite, puisqu'aucun domaine de concentration n'a été établi comme sûr. Pour quelques-unes de ces substances, même la pénétration cutanée présente un grand risque.

A1 – Substances dont l'expérience a démontré le potentiel cancérogène pour l'homme

Amiantes : aérosols (fraction alvéolaire) d'actinolite, anthophyllite, amosite, chrysotile, crocidolite, trémolite, et aérosols (fraction alvéolaire) en contenant

4-Aminobiphényle

Arsenic : trioxyde et pentoxyde de di-, acides arsénieux et arsénique et leurs sels, par exemple les arsénates de plomb et de calcium

Benzène

Benzidine et ses sels

4-Chloro-*o*-toluidine

Chlorure de vinyle

N-Méthyl-bis(2-chloroéthyl)amine

2-Naphtylamine

Nickel : sous forme d'aérosols inhalables de nickel métal, minerais de sulfure et composés sulfurés de nickel, oxyde et carbonate de nickel tels que rencontrés en production ou utilisation

Oxyde de bis(chlorométhyle) [Oxyde de chlorométhyle] et de méthyle

Poussières de bois de chêne

Poussières de bois de hêtre

Produits de pyrolyse de matériaux organiques
Sulfure de bis(2-chloroéthyle)
Toluènes α -chlorés :
mélange de chlorure de benzoyle, chlorure de benzyle, chlorure de benzylidène, chlorure de benzényle
Zinc (chromate de)

A2 – Substances pour lesquelles la Commission estime qu'elles n'ont fait la preuve d'un pouvoir cancérigène que sur l'animal et dans des conditions d'exposition comparables à celles de l'homme au travail, ou qui pourraient s'en approcher

Acrylamide
Acrylonitrile
o-Aminoazotoluène
Antimoine (trioxyde de di-)
Auramine
Béryllium et composés
Bromoéthane
1,3-Butadiène
2,4-Butanesultone
Cadmium et ses composés tels que chlorure, oxyde, sulfate, sulfure et autres composés biodisponibles (sous forme d'aérosols inhalables)
Carbamate d'éthyle
p-Chloroaniline
Chlorofluorométhane
N-Chloroformylmorpholine
Chlorure de diméthylcarbamoyle
Chlorure de diméthylsulfamoyle
Chrome VI (composés du), sous forme d'aérosols, à l'exception des composés pratiquement insolubles dans l'eau, tels que le chromate de plomb et le chromate de baryum
Cobalt et ses composés biodisponibles, sous forme d'aérosols inhalables
2,4-Diaminoanisole
4,4'-Diamino-3,3'-dichlorodiphénylméthane
4,4'-Diamino-3,3'-diméthylidiphénylméthane
4,4'-Diaminodiphénylméthane
2,4-Diaminotoluylène
o-Dianisidine (ou 3,3'-Diméthoxybenzidine)
Diazométhane
1,2-Dibromo-3-chloropropane
1,2-Dibromoéthane
Dichloroacétylène
3,3'-Dichlorobenzidine
1,4-Dichloro-2-butène
1,2-Dichloroéthane
1,3-Dichloro-2-propanol
1,3-Dichloropropènes (cis et trans)
1,3-Diglycidyoxybenzène (ou Diéther glycidylique du résorcinol)
1,1-Diméthylhydrazine
1,2-Diméthylhydrazine
Dinitrotoluènes (mélanges d'isomères)
Dioxyde de vinylcyclohexène
Epichlorhydrine
Éthylène imine
Glycidyltriméthylammonium (chlorure de)

Hexaméthylphosphorotriamide
Hydrazine
Iodométhane (ou iodure de méthyle)
5-Méthyl-o-anisidine
Nickel tétracarbonyle
5-Nitroacénaphène
4-Nitrobiphényle
2-Nitronaphtalène
2-Nitropropane
N-Nitrosodi-n-butylamine
N-Nitrosodiéthanolamine
N-Nitrosodiéthylamine
N-Nitrosodiisopropylamine
N-Nitrosodiméthylamine
N-Nitrosodi-n-propylamine
N-Nitrosoéthylphénylamine
N-Nitrosométhyléthylamine
N-Nitrosométhylphénylamine
N-Nitrosomorpholine
N-Nitrosopipéridine
N-Nitrosopyrrolidine
2-Nitrotoluène
5-Nitro-o-toluidine
Oxyde de bis(p-aminophényle)
Oxyde d'allyle et de glycidyle
Oxyde de 1,2-butène (ou 1-Butène époxyde)
Oxyde d'éthylène
Oxyde de glycidyle et de phényle
Oxyde de propylène (ou 1,2-Epoxypropane)
Pentachlorophénol
o-Phénylènediamine
Poussières fibrogènes
Produits de pyrolyse de matériaux organiques
1,3-Propanesultone
 β -Propiolactone
Propylène imine
Sulfate de diéthyle
Sulfate de diméthyle
Sulfure de bis(p-aminophényle)
2,3,7,8-Tétrachlorodibenzo-p-dioxine
N,N,N',N'-Tétraméthylidiaminodiphénylméthane
Tétranitrométhane
o-Tolidine (ou 3,3'-Diméthylbenzidine)
o-Toluidine
2,3,4-Trichloro-1-butène
1,2,3-Trichloropropane
2,4,5-Triméthylaniline
N-Vinyl-2-pyrrolidone

Catégorie B – Substances valablement suspectées d'un potentiel cancérigène

Pour ces substances, les données disponibles font craindre un potentiel cancérigène, qu'il est urgent de vérifier. Lorsqu'il existe déjà des valeurs MAK pour certains composés, elles sont provisoirement retenues.

Bien que ne justifiant pas une réglementation aussi contraignante que pour les substances de la catégorie A, la surveillance de l'état sanitaire des ouvriers

exposés doit être intensifiée et l'exposition réduite au minimum. Quand des valeurs limites existent déjà pour ces composés, elles sont provisoirement retenues.

Acétamide
Acétate de vinyle
Acide peracétique
Aldéhyde acétique
Aldéhyde crotonique
Aldéhyde formique
3-Amino-9-éthylcarbazole
Aniline
Biphényles chlorés (produits techniques)
Bitumes
Bromométhane (ou Bromure de méthyle)
1,4-Butanesultone
Cétone de Michler
Chlordane
Chlordécone (ou Képone)
Chloroéthane (ou Chlorure d'éthyle)
2-Chloro-N-hydroxyméthylacétamide
Chlorométhane (ou Chlorure de méthyle)
3-Chloro-2-méthylpropène
1-Chloro-2-nitrobenzène
1-Chloro-4-nitrobenzène
3-Chloropropène (ou Chlorure d'allyle)
Chlorothalonil
5-Chloro-o-toluidine
Chlorure de diéthylcarbamoyle
Chrome carbonyle
3,3'-Diaminobenzidine et son chlorhydrate
1,1-Dichloroéthylène (ou Chlorure de vinylidène)
Dichlorométhane (ou Chlorure de méthylène)
Dichloropropane
1,1-Difluoroéthylène
4,4'-Diisocyanate de diphénylméthane (monomère et polymère)
N,N-Diméthylaniline
Dinitrobenzènes (tous isomères)
Dinitronaphtalènes (tous isomères)
1,4-Dioxanne
Éthylène
Fluides de lubrification contenant des nitrites ou des substances qui en génèrent ou qui sont susceptibles de former des nitrosamines
Heptachlore
Hexachloro-1,3-butadiène
Huile d'isopropyle (résidu de la fabrication de l'alcool isopropylique)
2-Nitro-4-aminophénol
1-Nitronaphtalène
2-Nitro-p-phénylènediamine
Nitropyrénes (isomères mono-, di-, tri-, tétra-)
Oxyde de 1,2-dichloroéthyle et de méthyle (ou 1,2-Dichlorométhoxyéthane)
Oxyde de n-butyle et de glycidyle (ou 1-n-Butoxy-2,3-époxypropane)

Oxyde de *tert*-butyle et de glycidyle (ou 1-*tert*-Butoxy-2,3-époxypropane)

Oxyde de diglycidyle

Paraffines chlorées (certains produits techniques)

m-Phénylènediamine

p-Phénylènediamine

Phénylhydrazine

N-Phényl-2-naphtylamine

Phosphate de triméthyle

Phosphite de diméthyle

Plomb (chromate de)

Poussières de bois (sauf bois de chêne et de hêtre)

Produits de pyrolyse de matériaux organiques

1,1,2,2-Tétrachloroéthane

Tétrachloroéthylène (ou Perchloréthylène)

Tétrachlorométhane (ou Tétrachlorure de carbone)

Thiouree

p-Toluidine

Tribromométhane

1,1,2-Trichloroéthane

Trichloroéthylène

Trichlorométhane (ou Chloroforme)

α,α,α -Trichlorotoluène (ou Trichlorure de benzyle)

2,4,7-Trinitrofluorénone

2,4,6-Trinitrotoluène (et isomères dans les produits techniques)

2,4-Xylidine

A2.2. TRK (Technische Richtkonzentrationen - concentrations techniques de référence)

Les valeurs TRK définissent les concentrations minimales de gaz, vapeur ou aérosol réalisables avec les technologies actuelles ; elles sont attribuées pour servir de guide aux mesures préventives et métrologiques, uniquement pour les substances cancérogènes ou suspectées de l'être pour lesquelles ne prévaut aucune valeur MAK. Les valeurs TRK ne sont pas élaborées par des scientifiques mais par un comité différent, dans lequel sont représentés tous les groupes sociaux et politiques.

Sont importants pour le choix de la valeur :

- la possibilité d'une évaluation analytique de la concentration atmosphérique au voisinage de la valeur TRK,
- l'état actuel des possibilités techniques et de ventilation, avec le souci de suivre l'évolution technique,
- les connaissances acquises en médecine du travail et en toxicologie.

Les TRK sont des valeurs moyennes supposant une exposition quotidienne de 8 heures et hebdomadaire de 40 heures.

Ces TRK sont présentées dans le tableau A2.1.

TABLEAU A2.1

Liste des TRK pour les substances cancérogènes

Substance	ml/m ³	mg/m ³
Acrylamide :		
- utilisation de l'acrylamide solide ...	-	0,06i
- autres	-	0,03i
Acrylonitrile	3	7
Amiante :		
- chrysotile		250 000 fibres/m ³ pour des fibres de longueur l > 5 µm et de diamètre d < 3 µm telles que l/d > 3
- amphyboles (actinolite, amosite, antophyllite, crocidolite, trémolite)		
Antimoine (trioxyde de di-) :		
- fabrication du ; fabrication de mélanges-maîtres et de pâtes (pesée et mélange de poudres de).....	-	0,3i en Sb
- autres	-	0,1i en Sb
Arsenic (trioxyde et pentoxyde de di-, acide arsénieux et arsénites, acide arsénique et arséniates)	-	0,1i en As
Benzène :		
- cokeries (séparation du goudron, condensation, enceinte d'extraction des gaz)	2,5	8
- aire de ravitaillement dans l'industrie des essences minérales	2,5	8
- réparation et révision des pièces transportant l'essence ou le benzène ..	2,5	8
- autres	1	3,2
Benzo[a]pyrène :		
- production, chargement et déchargement d'électrodes au voisinage des fours à coke	-	0,005
- autres	-	0,002
Béryllium et composés :		
- meulage du béryllium et de ses alliages ..	-	0,005i en Be
- autres	-	0,002i en Be
1,3-Butadiène :		
- mise en œuvre après polymérisation, chargement	15	34
- autres	5	11
Chlorure de benzylidène	0,015	0,1
Chlorure de diméthylsulfamoyle	-	0,1
Chlorure de vinyle :		
- installations existantes produisant du chlorure de vinyle et du polychlorure de vinyle (PVC)	3	8
- autres	2	5
Chrome VI, composés du (aérosols) incluant le chromate de plomb à l'exception des composés pratiquement insolubles dans l'eau tels que le chromate de baryum :		
- soudage à l'arc manuel avec électrodes enrobées	-	0,2 en CrO ₃
- autres	-	0,1 en CrO ₃
Cobalt (métal, oxyde et sulfure) :		
- fabrication de poudre, catalyseurs, métaux durs et aimants	-	0,5i en Co
- autres	-	0,1i en Co
4,4'-Diamino-3,3'-dichlorodiphénylméthane	-	0,02i
4,4'-Diaminodiphénylméthane	-	0,1
2,4-Diaminotoluylène	-	0,1
Dibenzodioxines et dibenzofurannes chlorés	-	5.10 ⁻⁹
1,2-Dibromoéthane	0,1	0,8
3,3'-Dichlorobenzidine	-	0,1
1,4-Dichloro-2-butène	0,01	0,05
1,2-Dichloroéthane	5	20
Diesel (émissions de moteurs -) :		
- mines souterraines et travaux souterrains (excepté mines de charbon)	-	0,6
- autres	-	0,2

Substance	ml/m ³	mg/m ³
2,6-Dinitrotoluène	0,007	0,05
Epichlorhydrine	3	12
Ethylène imine	0,5	0,9
Hydrazine	0,1	0,13
Iodométhane	0,3	2
Nickel (métal, sulfure et minerais en contenant, oxyde, carbonate)	-	0,5i en Ni
Nickel, composés du -, aérosols inhalables	-	0,05i en Ni
Nickel tétracarbonyle	0,1	0,7
2-Nitronaphtalène	0,035	0,25
2-Nitropropane	5	18
N-Nitrosodi-n-butylamine, N-Nitrosodiéthanolamine, N-Nitrosodiéthylamine, N-Nitrosodiméthylamine, N-Nitrosodiisopropylamine, N-Nitrosodi-n-propylamine, N-Nitrosométhyléthylamine, N-Nitrosomorpholine, N-Nitrosopipéridine, N-Nitrosopyrrolidine :		
- vulcanisation et processus ultérieurs incluant le stockage de produits caoutchouteux techniques, installations existantes (utilisées avant 1992) pour le stockage des pneus ...	-	0,0025
- fabrication de polyacrylonitrile par le procédé de filage à sec utilisant le diméthylformamide	-	0,0025
- remplissage de réservoirs et de réacteurs avec des amines	-	0,0025
- autres	-	0,001
Nitro-o-toluidine	-	0,5
Oxyde d'éthylène	1	2
Oxyde de propylène	2,5	6
Poussières de bois (La différenciation des diverses essences en routine est impossible)	-	2i
Sulfate de diéthyle	0,03	0,2
Sulfate de diméthyle :		
- production	0,02	0,1
- utilisation	0,04	0,2
o-Toluidine	-	0,5
2,3,4-Trichloro-1-butène	0,005	0,035

A2.3. Mélanges de substances

En règle générale, la valeur MAK n'est applicable que pour l'exposition à la substance pure. Elle ne peut être appliquée sans précautions à un constituant d'un mélange présent dans l'air du lieu de travail ou à un produit technique qui pourrait contenir des impuretés plus fortement toxiques. Les valeurs MAK pour des mélanges ne peuvent être obtenues par un simple calcul en raison de la diversité des effets des différents constituants ; elles ne peuvent être estimées qu'après considération des propriétés toxicologiques des substances en présence. En raison de l'insuffisance des connaissances sur la question, la Commission a décidé de ne pas calculer de valeurs MAK pour les mélanges, en particulier pour les mélanges de solvants liquides. Elle a toutefois l'intention, sur la base de ses propres investigations,

de fournir des valeurs applicables à des mélanges couramment rencontrés.

A2.4. Valeurs MAK et grossesse

Les valeurs maximales de concentration sur le lieu de travail (valeurs MAK) sont établies pour des personnes en âge de travailler et en bonne santé. L'adoption inconditionnelle des valeurs MAK pour l'exposition pendant la grossesse n'est pas possible parce que le respect des valeurs ne garantit pas, dans tous les cas, la protection sûre de l'enfant à naître des effets fœtotoxiques ou embryotoxiques des substances présentes. L'expression « effets fœtotoxiques ou embryotoxiques » est prise au sens le plus large par la Commission ; elle inclut tout effet de la substance entraînant une altération du développement physiologique normal

de l'organisme qui mènerait à la mort pré- ou post-natale ou à une anomalie permanente sur les plans morphologique ou fonctionnel.

Nombre de produits chimiques n'ont pas été examinés ou pas assez étudiés dans ce domaine. Les études expérimentales sur l'animal disponibles n'ont pas seulement été réalisées avec des méthodes diverses, mais aussi de façon plus ou moins complète. Il est habituellement peu sûr de justifier ou de quantifier un risque fœtotoxique ou embryotoxique pour l'être humain à partir de telles études parce que le risque individuel existe même si les tests expérimentaux sont négatifs ou si la dose est significativement plus faible que la dose-seuil déterminée expérimentalement.

Après examen approfondi des possibilités de classification des substances de la liste MAK suivant leurs potentialités tératogènes, la Commission a défini 4 groupes.

Groupe A – Le risque est établi avec certitude. L'exposition pendant la grossesse comporte un risque pour l'enfant à naître même si les valeurs MAK ou BAT sont respectées.

Groupe B – Selon les données disponibles, le risque doit être considéré comme probable, même si les valeurs MAK ou BAT sont respectées.

Groupe C – Il n'y a pas lieu de craindre un risque pour le fœtus si les valeurs MAK ou BAT sont respectées.

Groupe D – Les données disponibles n'autorisent pas une conclusion sûre.

A2.5. Substances modifiant le patrimoine héréditaire

Par « substances modifiant le patrimoine héréditaire », la Commission désigne les substances capables d'induire des altérations dans les cellules germinales mâles et femelles (mutations génétiques, modification de structures ou du nombre des chromosomes), entraînant pour la descendance des maladies d'origine génétique.

Il existe déjà dans la population humaine un grand nombre de maladies héréditaires d'origine inconnue. La mise en évidence d'une élévation de la fréquence de telles maladies, imputables à l'exposition professionnelle, comporte de grandes difficultés méthodologiques : jusqu'à présent, les études épidémiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence de tels phénomènes. On a bien constaté, dans cer-

tains cas, des modifications structurales de chromosomes de cellules germinales d'hommes exposés à des radiations. On peut seulement en déduire qu'il existe une possibilité d'altérations du matériel génétique de la descendance.

Les substances sont classées de la façon suivante :

- 1) substances entraînant la modification du patrimoine héréditaire humain (NB : on peut supposer que cette catégorie, constituée par analogie avec le classement des substances cancérigènes, restera inoccupée un certain temps) ;
- 2) substances entraînant la modification du patrimoine héréditaire de mammifères (expérimentation animale) ;
- 3) substances entraînant une altération du matériel génétique des cellules germinales chez l'homme ou chez l'animal.

A2.6. Poussières

Par « poussières totales », on entend la fraction des poussières collectée par un capteur approprié, à la vitesse d'aspiration de $1,25 \text{ m/s} \pm 10\%$ (4), considérée comme représentant la fraction totale de l'aérosol inhalable.

Sauf mention contraire, les valeurs MAK de la liste relatives aux poussières s'appliquent aux poussières totales.

Les « poussières fines » sont celles qui sont susceptibles d'atteindre la région alvéolaire du poumon, comprenant celles capables de passer un séparateur dont le diamètre de coupure est $5,0 \mu\text{m}$ pour une poussière de densité 1 g/cm^3 (5).

La concentration des poussières fibrosantes se mesure en poussières fines ; c'est le cas pour l'amiante et ses variétés ou les poussières fines en contenant et le quartz et ses variétés.

Seuil général pour les poussières

La valeur limite générale de concentration pour les poussières fines (fraction alvéolaire (5)) est fixée à 6 mg/m^3 . Cette

(4) Compte tenu de cette définition, ce terme a été adapté à l'usage français et traduit par « fraction inhalable » ; les aérosols concernés sont signalés par la lettre i dans le tableau principal.

(5) Cette définition a également été adaptée à l'usage français sous le terme « fraction alvéolaire » ; les aérosols concernés sont signalés par la lettre a dans le tableau principal.

valeur devrait protéger le système respiratoire de toute atteinte résultant des effets généraux des poussières. Si elle est respectée, les effets nocifs pour la santé sont exclus à condition que la poussière ne recèle aucun agent fibrosant, toxique ou allergisant.

Ces conditions ne sont jusqu'à présent satisfaites que pour l'aluminium et ses oxydes, le graphite à moins de 1 % de quartz, les oxydes de fer, de magnésium et de titane. Les valeurs MAK pour les poussières fibrosantes s'évaluent sur une durée moyenne d'exposition de 1 an. Cependant, pour la fraction alvéolaire des aérosols de quartz (ou contenant 1 % ou plus de quartz), cette période d'évaluation est de 5 ans.

Pour tous les autres aérosols, l'évaluation de l'exposition est effectuée sur la durée d'un poste, en respectant les valeurs limites pour les expositions de courtes durées fixées en fonction de la catégorie de la substance.

A2.7. Métaux et composés métalliques

En règle générale, un métal sera désigné dans la liste par son nom suivi de la mention « et ses composés » ; la valeur limite d'un composé métallique est exprimée en métal.

Lorsqu'il n'y a pas de différence entre les effets nocifs du métal lui-même et de ses composés, selon les données toxicologiques ou l'expérience industrielle, le métal et ses composés doivent être traités comme une catégorie unique.

Cependant, la nature et l'intensité de l'effet dépendant considérablement de la nature de la liaison chimique, des différences de solubilité aqueuse peuvent modifier les effets aigus ou chroniques. Ainsi, un effet cancérigène renforcé a été observé pour certains composés métalliques de moindre solubilité aqueuse. Par ailleurs, une solubilité réduite dans les fluides biologiques peut empêcher le transport dans les organes cibles (biodisponibilité). Si cela a été démontré par des expérimentations animales appropriées, alors le classement en « cancérigène suspecté » – par exemple – peut être abandonné pour la substance en question. En principe, par conséquent, chaque composé métallique devrait être étudié séparément et classé selon sa toxicité propre et eu égard à son potentiel cancérigène confirmé. A l'heure actuelle, les connaissances pour réaliser une telle classification sont suffisantes pour quelques composés métalliques seulement, auxquels des valeurs MAK spécifiques ont été attribuées.

A2.8. Exposition passive à la fumée du tabac sur les lieux de travail

Voici plus de cinq décades que fumer a été suspecté de provoquer le cancer bronchique. Il y a 30 ans, les épidémiologistes ont confirmé ce lien et fourni des appréciations quantitatives ; nombre d'autres cancers ont été aussi associés à la tabagie, mais de façon moins évidente.

Le risque de cancer associé à l'inhalation passive de la fumée du tabac a dernièrement été discuté. Des études épidémiologiques démontrent un lien statistiquement significatif pour les épouses de fumeurs. La fumée du tabac contient une multitude de substances cancérigènes dont certaines sont reconnues comme telles. Leur cancérigénicité, comme celle de la fumée du tabac, peut être démontrée sans équivoque par l'expérimentation animale. Dans la fumée secondaire émise par la cigarette, proportionnellement plus inhalée par le non-fumeur que par le fumeur, certains principes cancérigènes sont présents à des concentrations plus élevées que dans la fumée principale. Par conséquent, il faut s'attendre à un certain risque cancérigène sur certains lieux de travail.

Cette hypothèse mérite considération ; le lien causal est toutefois controversé. Il n'est en effet pas possible de l'estimer précisément, ce qui est d'ailleurs le cas pour la plupart des cancérigènes présents sur les lieux de travail. Un effet additif, avec une potentialisation éventuelle de cancérigènes reconnus, doit aussi être envisagé. Dans ces conditions, la Commission recommande la mise en place de mesures préventives appropriées sur les lieux de travail fortement contaminés par la fumée de tabac.

Bibliographie

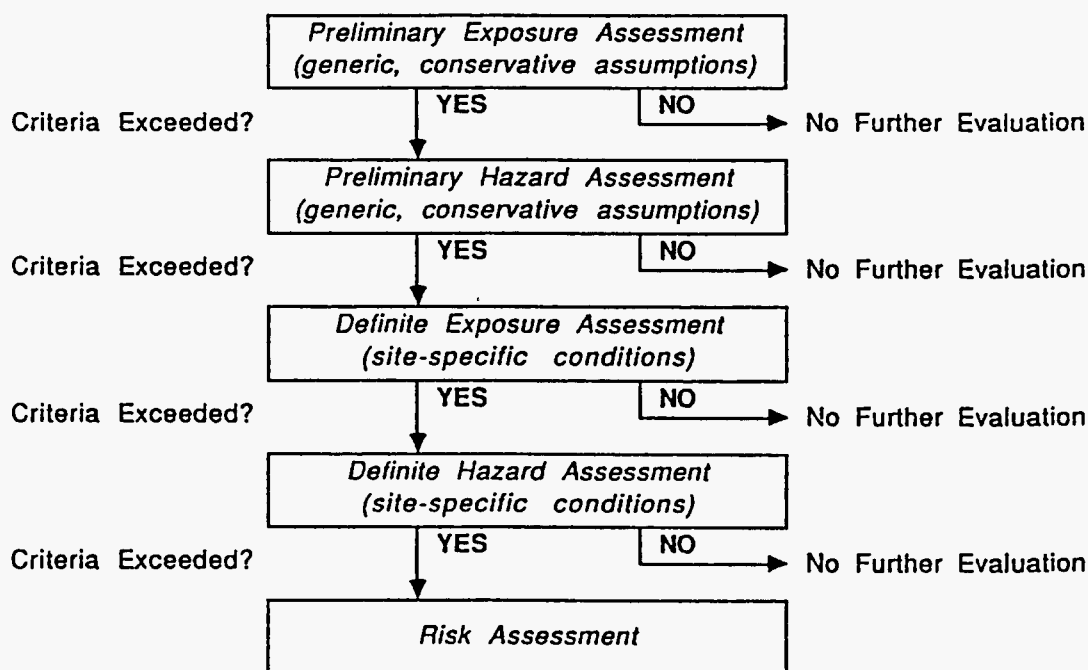
1. American Conference of Governmental Industrial Hygienists. – Particle size-selective sampling in the workplace. Cincinnati, ACGIH, 1985.
2. SODERHOLM S.C. – Proposed international conventions for particle size-selective sampling. *Annals of Occupational Hygiene*, 1989, 33, pp. 301-320.
3. International Organization for Standardization – Air Quality. Particle Size Fraction Definitions for Health-Related Sampling. Approved for publication as CD 7708. Genève, ISO, 1991.
4. European Standardization Committee – Size Fraction Definitions for Measurement of Airborne Particles in the Workplace. Approved for publication as prEN 481. Bruxelles, CEN, 1992. ■

routes and site-specific parameters, resulting in much more accurate soil cleanup values which vary according to final end use of the land (residential, agricultural, recreational, or industrial), as does AERIS.

The HESP model is then expanded into a type of decision-tree framework. The result is a combination of the best aspects of the rationale behind the State of California Decision Tree approach, but computer-based to greatly reduce time and effort involved in calculating the cleanup values.

The HESP evaluation begins with very conservative assumptions for all contaminants and exposure routes (e.g., lifetime exposure). Selective screens are then applied to the evaluation of the site, and those parameters which do not pass the conservative criteria are then evaluated according to more site-specific conditions as appropriate (e.g., actual exposure duration).

The outline of the HESP approach is shown below, which is conducted for each contaminant and exposure pathway of concern:



In HESP, the "hazard assessment" (defined as the estimate of adverse effects which are likely to occur bearing in mind the toxicity of substances and site-specific exposure when these substances are present in soil) is a separate activity from the "risk assessment" which may or may not follow a hazard assessment, depending on its outcome. The results of the exposure and hazard assessments are compared to Maximum Tolerable Exposure Levels (MTEs), which are No Observed Adverse Effect Levels, or NOAELs, modified by an appropriate uncertainty factor. Substances or exposure pathways which result in MTEs being exceeded proceed on to the next level of investigation.

A risk assessment is required for all contaminants and exposure pathways which are judged to pose a potential hazard in the Definite Hazard Assessment, both singly and in combination. The risk assessment is defined by HESP as the assessment of the probability that the potential hazard of a substance in soil is realized under site-specific conditions, and takes into consideration such factors as access to the contaminants, presence of receptors, extent of pollution, etc. (Poels, 1989). In other words, the issue of whether the groundwater is contaminated above drinking water levels (results of the HESP model) remains distinctly separate from the issue of what action should be taken as a result of that fact (which is a sociopolitical decision), provided it is shown that the possibility of exposure exists.

The HESP authors state that the final risk assessment step is a matter of "expert judgment" which is therefore not part of the model, and that the matter of what action is to be taken once the hazards and

risks are defined is a sociopolitical judgment. This approach allows the HESP model to collate and reduce the large amount of data required to evaluate a site into some meaningful results, at which point expert judgment is required for the final interpretation of these results, and policymakers can decide what action to take on that interpretation on the basis of sociopolitical concerns.

This in turn allows resources to be used most effectively -- the model for assimilating data, scientific judgment to interpret the results according to site-specific conditions which are not reflected in the model, and policymakers (and not scientists) to make the resulting value decisions. Furthermore, the system recognizes that it is not appropriate for the model to generate figures which are described as being of "acceptable" risk, but to generate enough useful information so that others can make the value determination about the "acceptability" of that risk.

Through this structured approach, the HESP model has reduced much of the time-consuming and tedious nature of risk assessments as currently conducted, without sacrificing accuracy of the outcome. The contaminants of concern are still evaluated in detail, but those that do not pose a health hazard (i.e., are not present above established criteria) fall out at appropriate points in the evaluation process instead of receiving equal attention throughout the entire process of deciding cleanup levels. This greatly reduces the amount of time and effort required for the final risk assessment step.

The model strongly emphasizes the use of measured rather than estimated data, which is appropriate but not often done at a site. It also allows ready evaluation of environmental compartments of concern where contaminants may concentrate. Future plans for HESP are to expand it to include non-human receptors, validate the model, and establish a "relatively inexpensive" PC-based program, including a user manual presenting all formulas and assumptions made in the model (Poels, 1990).

The trial runs of HESP we evaluated reflected a process which meets more of the criteria outlined above than any other current method of determining cleanup levels of which we are aware. If plans for HESP proceed as indicated and the models assumptions are based on sound scientific data and assumptions, it would provide an extremely useful tool for assisting in determining site cleanup levels.

IV. CONCLUSION

As countries adopt and modify methods for deriving site cleanup levels, it is strongly advocated that agencies adopt a soundly scientific approach and develop guidelines that ensure that approach is consistently applied.

This assumes that the primary criterion is protection of health and the environment. If simplicity is the goal of a system to determine cleanup levels, then any one of several systems of "trigger levels" or thresholds may be adopted. However, cleanup levels based on an absolute approach are not scientifically, economically, or politically defensible, and should not be used at any site where any of these criteria are important. Furthermore, adopting an overly simplistic approach to solving a complex problem generally serves to worsen the situation, at hazardous waste sites or elsewhere.

Quickly deriving cleanup levels based on a relative approach can be greatly facilitated by use of agreed-upon criteria for determining cleanup values, consistent risk assessment guidelines to standardize the *process* (i.e., not the levels), a comprehensive set of defensible parameters to be used in conducting hazard and risk assessments, and greater use of computer-based spreadsheets or models to expedite the numerous calculations involved in a thorough risk assessment. Of the available models, the HESP model shows the greatest promise as a model which will fulfill the criteria set forth in this paper. However, it should be remembered that any computer-based model which underestimates risk is not an improvement over a more thorough assessment using simple spreadsheets, particularly where the possibility for serious impacts to health and the environment exists.

V. ACKNOWLEDGEMENTS

This paper is an updated version of a paper originally presented at an AWMA Specialty Conference in Banff, Alberta, in October 1989. The supporting documentation for Table I was compiled by Nanette Cardon of ETI's Science Information Center.

VI. REFERENCES

- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH). 1989. Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices For 1989-1990. Cincinnati, Ohio: ACGIH.
- Bovard, J. 1989. Some waste cleanup rules are a waste of resources. Wall Street Journal. February 15.
- Bulman, T.L. 1989. Industrial site decommissioning – the AERIS model. Proceedings of the 3rd National Conference on the Management of Hazardous Waste. November 19-21.
- Department of the Environment (England). 1987. Problems Arising from the Redevelopment of Gas Works and Similar Sites.
- Environment Canada. Waste Management Division. Industrial Programs Branch. 1988. The Development of Soil Cleanup Criteria in Canada: Contaminated Soil Cleanup in Canada. Vol. 1. Methods and Strategies Currently Used to Develop Cleanup Criteria for Contaminated Sites. Prepared by Monenco for the Decommissioning Steering Committee of the Canadian Council of Resource and Environment Ministers (CCREM). 1988-09-16. Hull, Quebec: Environment Canada.
- Gouvernement du Quebec. Ministere de l'Environnement. Direction des Substances Dangereuses. 1988. Contaminated Sites Rehabilitation Policy. QEN/SD-8/1. Sainte-Foy, Quebec: Gouvernement du Quebec. February.
- Ibbotson, B. 1990. Personal memo communication, SENES Consultants Ltd. February 9.
- Ministry of the Environment. Waste Management Program. 1989. British Columbia Standards for Managing Contamination at the Pacific Place Site. Victoria, British Columbia: Ministry of Environment. April 5.
- Poels, C.L.M. 1989. Hazard assessment of chemicals in soil. Presented at "ECOINFORMA-89, the First International Congress and Exhibition on Environmental Information, Communication, and Technology Transfer. Held 16-19 May in Bayreuth, FRG.
- Poels, C.L.M. 1990. Personal communication, January 25, 1990.
- State Pollution Control Commission (SPCC). 1989. New South Wales, Australia. Personal communication with H. Wright, July 22.
- Stelzig, A. 1990. Personal communication, Environment Canada. February 9, 1990.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1988. ROD Annual Report FY 1987. Washington, D.C.: Hazardous Site Control Division, USEPA. July.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1989. Interim Guidance on Establishing Soil Lead Cleanup Levels at Superfund Sites. OSWER Directive 9355.4-02. 7 September.
- Washington Department of Ecology (WDOE). 1989. Cleanup Standards Amendments to Model Toxics Control Act Cleanup Regulation. Part VII – Cleanup Standards. Draft. October 16.

Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France

Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France

Cette note regroupe, dans un tableau unique, les différents agents, y compris cancérogènes, pour lesquels le ministère chargé du Travail a publié des valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP), que ces valeurs soient indicatives (VL) ou réglementaires (VR).

Le tableau est précédé de quelques rappels concernant la surveillance de l'atmosphère des lieux de travail (échantillonnage et analyse ; aérosols), les valeurs admises (définitions et objectifs, convention d'additivité, éléments et composés, limitations, cancérogènes), les valeurs réglementaires et les valeurs recommandées par la Caisse nationale de l'assurance maladie.

Valeur limite / Exposition professionnelle / Air / Produit chimique / France / Réglementation

French limit values for occupational exposure to chemicals

All limit values (orientative VL values and mandatory VR values) for occupational exposure to chemicals including carcinogens, which have been published by the French ministry in charge of Labour are presented here in one table. This table is preceded by information on the following points : monitoring of workplace atmospheres (sampling and analysis ; aerosols) ; permitted values (definitions and aims ; additivity convention ; elements and compounds ; limitations of occupational exposure values ; carcinogens) ; mandatory values ; values recommended by the French National health insurance fund (CNAM).

Limit value / Occupational exposure / Air / Chemical / Regulation / France

La prévention des maladies d'origine professionnelle demande que l'exposition des personnes aux polluants présents dans l'air des lieux de travail soit évitée ou réduite aux niveaux les plus faibles possible.

Dans la pratique, il est utile de définir pour les concentrations atmosphériques des niveaux à ne pas dépasser. Ces niveaux ou valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) sont :

- soit des valeurs limites admises (VL) à caractère indicatif dans le cas général ;
- soit des valeurs limites réglementaires (VR) contraignantes pour quelques composés ;
- soit des valeurs limites recommandées par la Caisse nationale de l'assurance maladie.

Ces valeurs fournissent des repères chiffrés d'appréciation de la qualité de l'air des lieux de travail mais supposent l'élaboration préalable de méthodes d'échantillonnage et d'analyse et la définition de critères pour l'évaluation des risques pour la santé.

1. SURVEILLANCE DE L'ATMOSPHERE DES LIEUX DE TRAVAIL

1.1. Echantillonnage et analyse

L'existence de VLEP suppose connues des méthodes pour l'échantillonnage, l'analyse et le dosage des substances.

Les méthodes, à l'exception de celles définies dans le cadre de l'Association française de normalisation (AFNOR) (1), n'ont en général pas fait l'objet de publications officielles. Il s'agit là d'un travail de longue haleine, poursuivi avec la participation des partenaires sociaux et en tenant compte des travaux européens, en particulier ceux du Comité européen de normalisation (CEN) et de la Commission des communautés européennes. Rappelons que les normes européennes (2) s'imposent aux états membres qui doivent retirer les normes nationales qui seraient en contradiction.

(1) Normes AFNOR NF X 43-251 (benzène), NF X 43-252 (126 substances organiques prélevées sur charbon actif), NF X 43-253 (oxyde d'éthylène), NF X 43-256 (aérosols contenant du plomb), NF X 43-257 (fraction inspirable des aérosols), NF X 43-258 (61 substances prélevées sur gel de silice), NF X 43-259 (prélèvement individuel ou à poste fixe de la pollution particulaire ; méthode par cyclone 10 mm), NF X 43-260 (efficacité de captage et contrôle différentiel d'un système d'assainissement), NF X 43-261 (fraction maximale collectée d'un aérosol), NF X 43-262 (dépôt alvéolaire d'un aérosol), X 43-263 (isocyanates monomères), NF X 43-264 (formaldéhyde), NF X 43-265 (hydrocarbures aromatiques polycycliques), X 43-269 (fibres), X 43-271 (aérosols basiques), NF X 43-273 (bromométhane), X 43-275 (dosage de plusieurs éléments par absorption atomique (flamme)), X 43-280 (badges), X 43-290 (mélange d'hydrocarbures), X 43-293 (As₂O₃ et aérosols contenant de l'arsenic).

(2) NF EN 481. Définition des fractions de taille pour le mesurage des particules en suspension dans l'air. - NF EN 482. Exigences générales concernant les performances des procédures de mesurage des agents chimiques.

Néanmoins, les méthodes actuellement disponibles permettent de résoudre de façon suffisante la très grande majorité des problèmes.

Le ministère chargé du Travail a, par ailleurs, publié un document (3) relatif à la stratégie de surveillance des atmosphères de travail, afin d'explicitier les bonnes pratiques de mesurage à respecter pour obtenir des résultats représentatifs de l'exposition réelle des travailleurs.

1.2. Aérosols

1.2.1. Généralités

Le terme « aérosol » désigne tout ensemble de particules solides ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. Les particules sont conventionnellement considérées comme en suspension si leur vitesse limite de chute maximale n'exède pas $0,25 \text{ m.s}^{-1}$. Dans l'air immobile à la température de 20 °C et à la pression de 101 kPa , cette vitesse correspond sensiblement à celle atteinte par une sphère de diamètre $100 \text{ }\mu\text{m}$ et de masse volumique 10^3 kg.m^{-3} .

Ce terme d'aérosol est générique ; il recouvre tous les types de particules en suspension telles que fumées, poussières ou vésicules. Les vapeurs sont des phases gazeuses qui ne sont prises en compte ni dans cette définition, ni par les appareils conçus spécifiquement pour le captage des aérosols.

Les *fumées* sont des dispersions de particules solides, très fines, engendrées par des procédés thermiques, soit par condensation depuis la phase gazeuse (parfois accompagnée de réactions chimiques telles que l'oxydation), soit par combustion incomplète. Elles peuvent aussi résulter de réactions en phase gazeuse (par exemple entre l'ammoniac et le chlorure d'hydrogène).

Les *poussières* sont des dispersions de particules solides dans l'atmosphère, formées par un procédé mécanique ou par la remise en suspension depuis les lieux de dépôt.

Les *vésicules* (brouillards) sont des aérosols liquides ou comportant une phase liquide.

Le *diamètre aérodynamique* d'une particule est le diamètre de la sphère de masse volumique 10^3 kg.m^{-3} dont la vitesse limite de chute en air calme est identique à celle de la particule dans les mêmes conditions de pression, température et humidité relative. Le diamètre aérodynamique dépend notablement de la forme de la particule et de sa densité.

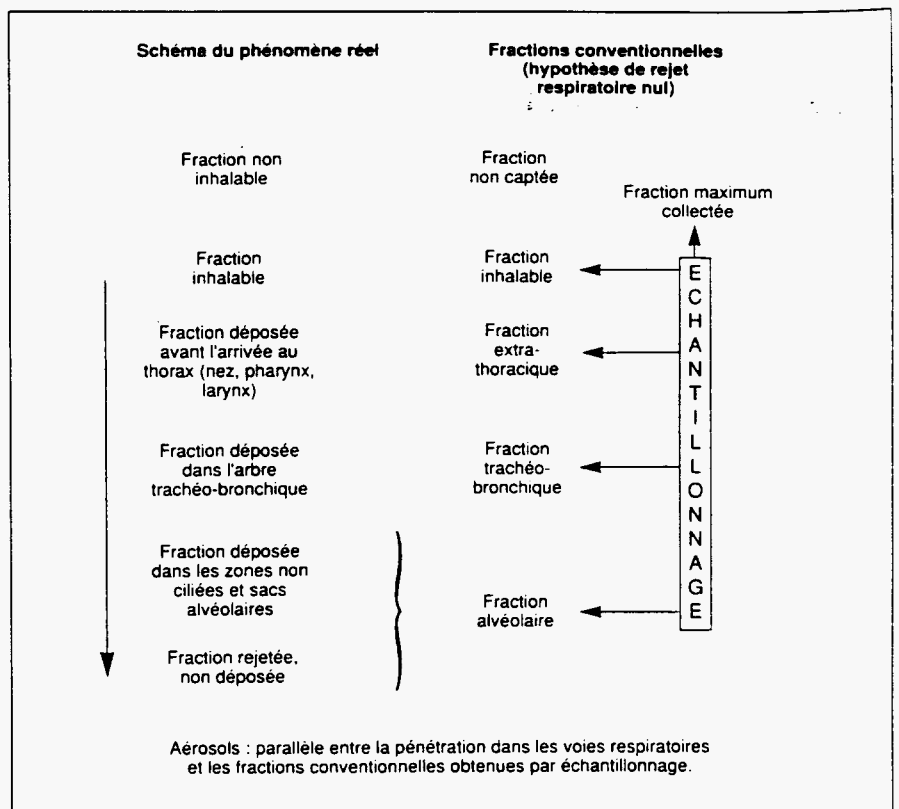


Fig. 1. L'objectif de l'échantillonnage est d'obtenir, dans la fraction captée ou collectée (cf. § 1.2.3), une des fractions conventionnelles ou une de leurs combinaisons. Le résultat dépend des appareils et de leur mode d'utilisation

1.2.2. Inhalation

Au voisinage des voies respiratoires, les particules d'aérosol peuvent être inhalées (4). Elles sont ensuite susceptibles de se déposer à divers emplacements le long du trajet qui mène jusqu'à la région des échanges gazeux (fig. 1). Une fois déposées, elles peuvent avoir une action soit locale (par exemple irritation), soit à distance selon leurs caractéristiques physico-chimiques d'ensemble (forme, espèces chimiques, solubilité, propriétés de surface, etc.).

La fraction inhalée de l'aérosol dépend des diamètres aérodynamiques de ses particules et des caractéristiques de

sélection à l'entrée des voies respiratoires. Ces dernières diffèrent selon que l'on respire par le nez ou par la bouche et en fonction de paramètres physiques, anatomiques et physiologiques, qui peuvent varier considérablement d'un individu à l'autre.

1.2.3. Fractions de particules et évaluation du risque

L'évaluation du risque pour l'homme s'effectue à partir de la totalité de ce qui peut être inhalé par le système respiratoire (fraction inhalable) ou de sous-fractions déterminées, dans le cas des aérosols connus pour leurs effets locaux (fraction alvéolaire, par exemple).

Ces fractions sont numériquement définies dans la norme européenne EN 481, en accord avec l'ISO et l'ACGIH, comme suit (fig. 2).

La *fraction inhalable* est le pourcentage I des particules de l'aérosol de diamètre aérodynamique D_{ae} , à capter ou collecter, défini conventionnellement par :

$$I = 50 [1 + \exp(-0,06 D_{ae})]$$

pour $D_{ae} < 100 \text{ }\mu\text{m}$.

(3) La surveillance des atmosphères de travail. Paris, Ministère du Travail, de l'emploi et de la formation professionnelle, série Transparences, n° 27, 1990, 20 p.

(4) Bien que les termes soient synonymes en français, on utilisera ceux de « fraction inhalable » et apparentés de préférence à « fraction inspirable » et apparentés, notamment pour se rapprocher d'autres langues européennes (travaux du CEN).

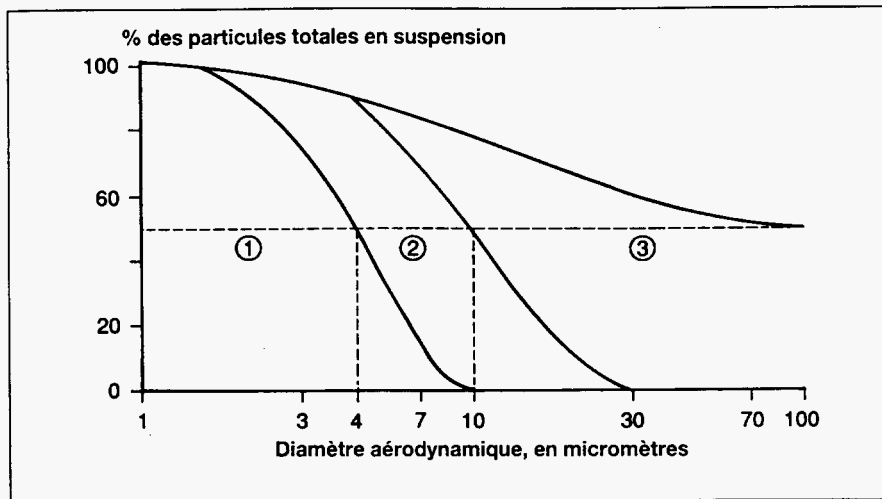


Fig. 2. Les fractions conventionnelles sont représentées par les zones délimitées par les courbes. ① : alvéolaire ; ② : trachéobronchique ; ① + ② : thoracique ; ③ : extra-thoracique ; ① + ② + ③ : inhalable

Note

Par fraction captée, on désigne la fraction des particules de l'aérosol qui pénètre dans l'orifice d'entrée de la tête d'échantillonnage, la fraction collectée étant celle qui parvient effectivement au dispositif prévu pour le recueil des particules (souvent un filtre).

Très généralement un appareil d'échantillonnage est défini par la fraction captée. La fraction qu'il collecte, parfois seule analysée, peut en différer notablement par suite de dépôts de particules sur les parois internes. A noter que certains textes (par exemple l'arrêté du 11 avril 1988 relatif au contrôle de l'exposition des travailleurs exposés au plomb métallique et à ses composés) définissent des dispositions techniques générales qui rendent possible l'utilisation de systèmes porte-filtre ne captant pas ou ne collectant pas la fraction conventionnelle inhalable.

La fraction thoracique est le pourcentage à capter ou collecter de la fraction inhalable, défini par une distribution log-normale cumulée, dont le D_{ae} médian est 11,64 μm et l'écart type géométrique $\sigma_{gt} = 1,5$. Du fait de sa définition comme une sous-fraction de I, il en résulte le diamètre de coupure par rapport à l'aérosol ambiant, $D_{ae50} = 10 \mu\text{m}$.

Par « diamètre de coupure », on entend la valeur du diamètre aérodynamique telle que la moitié des particules considérées ont un diamètre inférieur (ou supérieur).

La fraction alvéolaire est le pourcentage à capter ou collecter de la fraction inhalable, défini par une distribution log-normale cumulée, dont le D_{ae} médian est 4,25 μm et l'écart type géométrique $\sigma_{ga} = 1,5$. Du fait de sa définition comme une sous-fraction de I, il en résulte le diamètre de coupure par rapport à l'aérosol ambiant, $D_{ae50} = 4 \mu\text{m}$.

La détermination de l'efficacité réelle d'échantillonnage des appareils, en fonction des caractéristiques de l'aérosol, est réservée aux laboratoires spécialisés. Les méthodes de comparaison des performances des appareils ne sont pas encore bien établies. En l'état actuel de la question, les moyens d'échantillonnage, évolutifs au même degré que les connaissances en la matière, constituent des dispositifs conventionnels communs de détermination d'un degré d'exposition.

De tels dispositifs sont décrits en particulier dans les normes NF X 43-257 « Prélèvement individuel de la fraction inspirable de la pollution particulaire » et NF X 43-259 « Prélèvement individuel ou à poste fixe de la fraction alvéolaire de la pollution particulaire. Méthode de séparation par cyclone 10 mm ».

Tout prélèvement d'aérosol doit préciser avec soin les caractéristiques de l'appareil utilisé (en particulier la géométrie de l'orifice d'entrée de l'air et le dispositif de rétention des particules) et les conditions de son utilisation (notamment le débit d'aspiration).

1.2.4. Valeurs limites pour les aérosols

a) Poussières sans effet spécifique

Les VR prévues pour ces poussières (cf. § 3.6) sont des concentrations de poussières totales et alvéolaires. Pour des raisons pratiques, il convient de préciser que les « poussières totales de l'atmosphère inhalée par une personne » sont concrètement échantillonnées suivant les dispositions de la norme NF X 43-257.

b) Poussières faisant l'objet d'une VLEP particulière

Pour la grande majorité des substances listées, c'est la fraction dite inhalable qui est visée, en l'absence de mention particulière. La fraction alvéolaire n'est en cause que pour les toxiques dont l'action majeure s'exerce au niveau du poumon profond, provoquant des affections telles que pneumoconioses ou fibroses pulmonaires.

Sont dans ce dernier cas les aérosols suivants :

- silices cristallines : dans ce cas, la VME en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ peut être calculée pour la fraction alvéolaire par les formules $10/(q+2)$ s'il s'agit de quartz ou $10/(2(c \text{ ou } t)+2)$ s'il s'agit de cristobalite ou de tridymite. La VME d'un mélange comprenant ces trois variétés sera calculée comme égale à $10/(2+q+2c+2t)$, où q, c et t sont les pourcentages respectifs du quartz, de la cristobalite et de la tridymite dans la fraction alvéolaire de l'aérosol ⁽⁵⁾ ;
- amiante (pour ce qui se rapporte à l'asbestose) ;
- tous les aérosols très fins (fumées), tels ceux de soudage ou de décapage thermique.

1.2.5. Fraction maximale collectée

Dans certains cas, il peut être utile de caractériser globalement la pollution par un aérosol sur le lieu du travail en prélevant le maximum des particules présentes (fraction maximale collectée, dite naguère « fraction totale ») au moyen d'un appareil déterminé ⁽⁶⁾. Cette information peut être utile par exemple :

⁽⁵⁾ VLE-VME. Valeurs admises pour les concentrations de certaines substances dangereuses dans l'atmosphère des lieux de travail. Paris, ministère du Travail - INRS, 1985, édition INRS ED 669, p. 177 (épuisée).

⁽⁶⁾ Cette définition implique, comme pour tout échantillonnage, de préciser quel appareil a été utilisé et dans quelles conditions.

– pour caractériser l'émission globale d'une machine dans des conditions données de fonctionnement ;

– pour mesurer l'indice d'assainissement relatif à des dispositifs d'épuration de l'air dans diverses conditions (cf. norme NF X 43-260).

Cette fraction n'est pas directement utilisée pour l'estimation du risque pour la santé présenté par les aérosols.

2. VALEURS ADMISES

Depuis 1982, le ministère chargé du Travail a publié, dans différentes circulaires ⁽⁷⁾, plusieurs centaines de VL dont l'usage en France se substitue progressivement à celui des valeurs de l'American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH).

Ces valeurs ont généralement été établies à partir d'études effectuées par un groupe de travail spécialisé du Conseil supérieur de la prévention des risques professionnels, assisté de deux comités d'experts scientifiques. Depuis 1991, la fixation et la mise à jour des VL sont confiées à un « Groupe scientifique pour la surveillance des atmosphères de travail », sous la direction du ministère chargé du Travail.

Ce groupe se charge également du suivi des textes européens. En effet, la directive 80/1107/CEE du 27 novembre 1980 modifiée par la directive 88/642/CEE du 16 décembre 1988 prévoit, par le biais d'une procédure d'adaptation au progrès technique, la fixation de valeurs limites de caractère indicatif qui doivent être prises en compte pour l'établissement des VL nationales. Ces valeurs, encore peu nombreuses (cf. en annexe la liste des valeurs figurant dans la directive 91/322/CEE du 29 mai 1991), sont introduites au fur et à mesure dans la liste française chaque fois qu'elles concernent une substance sans VL ou qu'elles sont plus sévères que la valeur déjà fixée au niveau national.

2.1. Définitions et objectifs

La valeur limite d'un composé chimique représente sa concentration dans l'air que peut respirer une personne pendant un temps déterminé sans risque d'altération pour sa santé, même si des modifications physiologiques réversibles sont parfois tolérées. Aucune atteinte organique ou fonctionnelle de caractère irréversible ou prolongé n'est raisonnablement prévisible ⁽⁸⁾.

Toutefois, l'expérience montre que de nouvelles pathologies continuent d'être découvertes ; c'est pourquoi il convient que les pratiques retenues visent à abaisser les niveaux d'exposition à des valeurs aussi basses que raisonnablement possible : *les VL doivent être considérées comme des objectifs minimaux.*

Deux types de valeurs ont été retenus :

– *des valeurs limites d'exposition à court terme (VLE)*, dont le respect permet d'éviter le risque d'effets toxiques immédiats ou à court terme. La VLE est une valeur plafond mesurée sur une durée maximale de 15 minutes, en fonction de la nature du risque, des conditions de travail et des possibilités techniques de mesurage ;

– *des valeurs limites de moyenne d'exposition (VME)* destinées à protéger les travailleurs des effets à terme, mesurées ou estimées sur la durée d'un poste de travail de 8 heures. La VME peut être dépassée sur de courtes périodes, sous réserve de ne pas dépasser la VLE, lorsqu'elle existe.

2.2. Convention d'additivité

Dans le cas, fréquemment rencontré en situation industrielle, où plusieurs polluants sont présents et lorsqu'il existe des éléments scientifiques établissant que leurs effets sur l'organisme sont indépendants, il convient de les considérer séparément. Dans le cas contraire, notamment lors de l'exposition simultanée à des vapeurs de solvants, on pourra utiliser conventionnellement une formule de sommation des concentrations individuelles rapportées aux VL correspondantes :

$$C_1/VL_1 + C_2/VL_2 + \dots + C_n/VL_n < 1$$

en veillant toutefois à s'entourer de toutes les garanties nécessaires pour l'interprétation des résultats.

Note

Cette formule n'est pas utilisable dans le cas de valeurs faisant intervenir non des concentrations mais des pourcentages. *Pour le cas concret et très important des silices cristallines*, voir les précisions données au § 1.2.4.

2.3. Eléments et composés

Dans le tableau, il arrive qu'un métal ou un métalloïde soit désigné par son nom suivi de la mention « et ses composés ». La valeur limite est alors rapportée à l'élément lui-même.

Lorsqu'il n'y a pas de différence entre les effets nocifs de l'élément lui-même et de ses composés, selon les données toxicologiques ou l'expérience industrielle, l'ensemble peut être traité comme une catégorie unique. En principe toutefois, chaque composé métallique ou métalloïdique devrait être étudié séparément selon sa toxicité propre, c'est-à-dire généralement en fonction de sa nature chimique exacte et de ses propriétés physico-chimiques (par exemple, propriétés de surface, solubilité, granulométrie...). Cependant, à l'heure actuelle, on ne dispose pas toujours des connaissances ou moyens techniques pour prendre en compte une telle spéciation.

En réalité, l'exposition à des formes « pures » est l'exception ; on observe plus souvent la coexistence de plusieurs espèces chimiques (de valences, degrés d'hydratation et d'oxydation différents) sous des formes physiques qui peuvent également différer. La complexité des espèces présentes dans l'atmosphère dépend de nombreux facteurs, parmi lesquels la nature des matériaux d'origine et des traitements appliqués.

De plus, les méthodes analytiques actuellement disponibles pour le suivi des concentrations sur les lieux de travail fournissent, dans la plupart des cas, les concentrations totales des éléments dans les produits analysés. La différenciation des espèces chimiques en présence, nécessaire par principe d'un point de vue toxicologique, est souvent impossible sans une procédure analytique spécifique, en général complexe et coûteuse.

En raison de ces difficultés, une valeur limite unique est généralement appliquée pour un élément (métallique ou métalloïdique) et ses composés. Pour un élément donné, lorsque des effets spécifiques (par exemple cancéro-

⁽⁷⁾ Circulaires des 19 juillet 1982, 21 mars 1983, 1^{er} décembre 1983, 10 mai 1984, 5 mars 1985, 5 mai 1986, 13 mai 1987, 7 juillet 1992, 12 juillet 1993, 12 janvier 1995 (non parues au J.O.). Circulaires des 14 mai 1985, 12 mai 1986 et du 20 novembre 1986 (non parues au J.O.).

⁽⁸⁾ LOMENEDE B.A. – Les valeurs limites en France. *Cahiers de Notes Documentaires*, 1988, 133, pp. 681-688.

gènes) sont reconnus pour certains composés seulement, il est recommandé qu'une valeur plus sévère prenant en compte ces effets soit appliquée, même s'il n'est pas prouvé par l'analyse que ces composés sont présents sur le lieu de travail. Les précautions d'hygiène et de sécurité optimales seront ainsi assurées.

2.4. Limitations des VL

1. Les difficultés liées à la fixation de VL sont très importantes et encore mal résolues. Citons l'Organisation mondiale de la santé (OMS) sur deux points fondamentaux :

« – toutes les modifications observées chez l'animal ou chez l'homme après exposition ne sauraient être considérées comme des effets sur la santé ;

« – il est essentiel de définir ce qui est, ou n'est pas, considéré comme un effet inacceptable de la substance étudiée... La définition de ce qui n'est pas admissible est une question d'interprétation et, finalement, de choix. »

2. Les données toxicologiques obtenues sur l'animal, même si elles permettent d'établir une relation dose-effet ou dose-réponse, ne sont pas directement utilisables pour l'homme :

– il ne présente pas toujours la même réponse que l'animal étudié (sensibilité différente, organe ou système cibles différents, spécificités physiologiques...) ;

– la population humaine présente une diversité génétique, exclue dans les études toxicologiques conventionnelles ;

– les conditions d'expérimentation (par exemple per os ou injection intraveineuse, exposition à un niveau aussi constant que possible) sont rarement comparables aux situations réelles.

C'est pourquoi la transposition de données expérimentales à l'homme ne peut être effectuée qu'à titre provisoire, avec des coefficients de sécurité importants, et sous réserve d'un parallélisme minimal des mécanismes toxiques.

3. La notion même de valeur limite admet l'existence d'une nuisance sur les lieux du travail ; elle ne peut donc définir une qualité optimale de l'air ambiant. Dans ce contexte, certaines personnes particulièrement sensibles développent une réponse anormale (gêne insupportable à des niveaux considérés comme faibles, révélation ou induction d'un état pathologique, allergie...) et ne sont pas protégées valablement.

4. Les VL n'intègrent pas la pénibilité de certains travaux (ambiances chaudes, port de charges, efforts physiques répétés), qui peut modifier sensiblement les caractéristiques de pénétration ou de métabolisation.

5. Les valeurs adoptées ont pour but de protéger d'effets aussi différents que, par exemple, une irritation des voies respiratoires supérieures ou des muqueuses oculaires, une induction de somnolence, une allergie pulmonaire, des maux de tête, une odeur pénible ou un effet rapide d'accoutumance, un empoisonnement... L'OMS distingue des critères organiques, fonctionnels, biochimiques et divers (odeur, allergie, céphalée, pénétration percutanée...). C'est pourquoi ces valeurs ne peuvent être utilisées comme une échelle de toxicités comparées.

6. Les données se rapportent en général à des produits purs ou de qualité technique, mais non à des mélanges complexes comme ceux rencontrés sur les lieux de travail (formulations techniques, produits d'émission ou de dégradation thermique). Il faut encore souligner que, dans divers cas (« métaux et composés », aérosols d'huiles, poussières de bois, vapeurs d'essences, etc.), les produits visés ou la composition de l'atmosphère polluée sont souvent mal définis et les connaissances à leur sujet insuffisantes.

7. La voie courante de pénétration dans l'organisme est la voie pulmonaire ; c'est essentiellement cette voie qui est prise en compte pour la définition des VL. Cependant, le *contact cutané* est une réalité courante et bon nombre de substances ont la réputation de traverser la peau intacte et, a fortiori, fragilisée. Les possibilités d'intoxication sont réelles, mais difficiles à apprécier. Le contact cutané peut par ailleurs faciliter le développement de réactions d'intolérance (irritation ou allergie) ou de phénomènes toxiques imprévus (atteintes oculaires à partir du contact avec les mains souillées). De même, pour certains types d'activité, il existe un risque de pénétration dans l'organisme *par voie orale*.

8. La fixation des VL intègre non seulement des critères scientifiques et techniques, mais également sociaux, économiques, voire psychologiques. Tous ces critères sont évolutifs ; les VL le sont donc également.

Les pays utilisant des systèmes de valeurs limites ont des processus d'évaluation et des critères d'appréciation

différents, ce qui explique l'existence de disparités parfois importantes entre valeurs.

Malgré tout, les VL présentent l'avantage de fournir un repère chiffré, objectif et commun, en vue d'une protection minimale de la santé. Elles font progresser la notion complexe du risque chimique, de son contrôle et de sa prévention. Elles rejoignent les démarches engagées par de nombreux pays et la Communauté européenne.

2.5. Cancérogènes

Le tableau présente les agents ou procédés cancérogènes pour lesquels le ministère chargé du Travail a publié une VLEP⁽⁹⁾. Une mention spécifique (C1, C2, C3) attire l'attention sur les effets potentiellement cancérogènes en reproduisant le classement réglementaire établi par la Commission des communautés européennes (annexe I de la directive 67/548/CEE modifiée).

Les substances cancérogènes y sont classées en trois catégories selon le niveau d'évidence des résultats des études disponibles :

– la catégorie 1 (C1) correspond aux substances que l'on sait être cancérogènes chez l'homme ;

– la catégorie 2 (C2) correspond aux substances devant être assimilées à des substances cancérogènes pour l'homme ;

– la catégorie 3 (C3) correspond aux substances préoccupantes en raison d'effets cancérogènes possibles.

Les étiquettes des emballages contenant des substances de catégorie 1 ou 2 doivent notamment comporter la phrase R 45 « Peut causer le cancer » ou R 49 « Peut causer le cancer par inhalation » ; les substances de catégorie 3 sont étiquetées avec la phrase R 40 « Possibilité d'effets irréversibles ».

A l'évidence, toutes les limitations reconnues aux VLEP prennent une acuité particulière pour les substances cancérogènes. Dans l'ignorance de l'existence d'un seuil de concentration au-dessous duquel le risque est inexistant et en raison de l'irréversibilité des effets à craindre, il est primordial de

⁽⁹⁾ Pour la liste complète des agents cancérogènes, se reporter à la note documentaire ND 1940-152-93.

souligner que les valeurs retenues ne protègent pas nécessairement les personnes exposées.

Elles sont établies dans le contexte réglementaire suivant :

– l'article L. 230-2 du Code du travail (loi du 31 décembre 1991) définit les principes généraux de prévention qui s'imposent aux chefs d'établissements, notamment l'obligation de procéder à une évaluation des risques encourus pour la sécurité et la santé des travailleurs ;

– l'article R. 231-54-1 du Code du travail (décret du 3 décembre 1992) précise, dans le cadre des règles générales de prévention du risque chimique, que l'évaluation des risques doit être renouvelée périodiquement et doit porter sur les niveaux d'exposition collectifs et individuels ; en outre, des règles particulières de prévention du risque cancérogène sont prévues (art. R. 231-56 à R. 231-56-11, décret du 3 décembre 1992) pour les agents étiquetés avec les phrases R 45 ou R 49 et les procédés figurant dans l'arrêté du 5 janvier 1993.

Le mesurage des niveaux d'exposition des travailleurs dans l'air des lieux de travail est un instrument important d'évaluation des risques (nature, intensité, durée...), et la définition d'une valeur limite fixe des objectifs techniquement réalisables (état des technologies, possibilités analytiques). Même dans le cas des substances cancérogènes ou suspectées de l'être, cette situation paraît préférable à l'absence de toute valeur, absence qui peut faire apparaître des situations où le risque ne serait pas évalué et donc potentiellement mal suivi et mal maîtrisé.

3. VALEURS REGLEMENTAIRES

Leur statut est différent, en ce sens qu'elles ont fait l'objet de décrets en Conseil d'Etat. Ces textes définissent le plus souvent les points à contrôler, les méthodes à appliquer et les fréquences de mesurage. Certaines de ces valeurs réglementaires (amiante, chlorure de vinyle, plomb métallique et ses composés ioniques) correspondent à l'application de directives particulières adoptées à la suite de la directive-cadre 80/1107/CEE. Ne pouvant reproduire la totalité des dispositions prévues, nous recommandons au lecteur intéressé de se reporter aux textes réglementaires.

3.1. Amiante

Décret du 17 août 1977, modifié par les décrets du 27 mars 1987 et du 6 juillet 1992

La concentration moyenne en fibres d'amiante de l'atmosphère inhalée par un travailleur en 8 heures de travail ne doit pas dépasser les valeurs suivantes :

« a) **0,6 fibre.cm⁻³** lorsque le chrysotile est la seule variété minéralogique d'amiante utilisée ;

« b) **0,3 fibre.cm⁻³** pour toutes les autres variétés minéralogiques de l'amiante, soit isolées, soit en mélange, y compris lorsqu'il s'agit d'un mélange contenant du chrysotile. »

Les fibres retenues sont caractérisées par une longueur supérieure à 5 µm, un rapport longueur/largeur supérieur à 3 et une largeur au plus égale à 3 µm.

Les dispositions sont moins contraignantes aux postes de travail où la concentration dans l'air n'excède pas 0,20 fibre.cm⁻³ pour le chrysotile et 0,10 fibres.cm⁻³ pour toute autre forme d'amiante, soit isolée, soit en mélange, y compris les mélanges contenant du chrysotile.

Après prélèvement sur filtre et transpiration de ce dernier, les fibres sont comptées à l'aide d'un microscope optique, en contraste de phase, au grossissement de 500, en respectant un certain nombre de règles techniques (arrêté du 25 août 1977 modifié par les arrêtés du 23 octobre 1978 et du 8 mars 1993, norme X 43-269).

3.2. Benzène

Décret du 9 novembre 1973

« Lorsque les travailleurs sont exposés au benzène ou à des produits renfermant du benzène, l'employeur doit faire en sorte que la concentration de benzène dans l'atmosphère des lieux de travail ne dépasse pas un maximum à fixer par l'autorité compétente, à un niveau n'excédant pas **la valeur plafond de 25 ppm (80 mg.m⁻³)**. »

Décret du 13 février 1986 modifié par le décret du 6 septembre 1991

La concentration en vapeurs de benzène de l'air inhalé par un travailleur ne doit pas dépasser **5 ppm (16 mg.m⁻³)** en moyenne par journée de travail.

Les dispositions sont moins contraignantes pour les zones ou locaux où cette concentration n'excède pas **1 ppm (3,2 mg.m⁻³)**.

3.3. Bromométhane (bromure de méthyle), cyanure d'hydrogène (acide cyanhydrique) et hydrogène phosphoré (phosphine)

Décret du 26 avril 1988

Ce décret concerne la protection des travailleurs lors des opérations de fumigation et prévoit que la concentration en bromométhane, cyanure d'hydrogène ou hydrogène phosphoré de l'air inhalé par un travailleur ne doit pas dépasser certaines valeurs limites. Ces valeurs sont équivalentes aux VL indiquées dans le tableau.

3.4. Chlorure de vinyle

Décret du 12 mars 1980

Dans les zones où il existe un risque de dégagement du chlorure de vinyle monomère, la concentration moyenne sur un emplacement de travail (moyenne de l'ensemble des concentrations mesurées pendant une semaine en des points définis) ne doit pas dépasser :

– **1 ppm** pour les installations mises en service après le 1^{er} septembre 1980 ;

– **3 ppm** pour les installations en service à cette date.

Ces valeurs sont considérées comme respectées si les résultats de mesurages (continus, permanents séquentiels ou discontinus) sont inférieurs à des valeurs fixées (de 0,5 à 2 ppm) en fonction de la fréquence et du type des mesurages et de la date de mise en service de l'installation.

Des valeurs d'alarme au-dessus desquelles les zones sont considérées comme contaminées et doivent faire l'objet de mesures appropriées sont également définies :

– **5 ppm** pour les installations mises en service après le 1^{er} septembre 1980 ;

– **15 ppm** pour les installations en service à cette date.

3.5. Plomb métallique et ses composés

Décret du 1^{er} février 1988

La concentration en vapeurs, fumées ou poussières de plomb dans l'air inhalé par un travailleur ne doit pas dépasser

150 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne sur 40 heures (limite exprimée en plomb métal).

Des dispositions moins contraignantes sont applicables pour les établissements ou parties d'établissements où la concentration n'excède pas en moyenne 75 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et lorsque le médecin du travail indique qu'aucun taux de plombémie liée à l'exposition professionnelle ne dépasse 40 $\mu\text{g}/100$ ml de sang.

Au sens de ce décret, sont considérées comme fumées ou poussières de plomb, l'ensemble des particules solides de plomb ou de composés du plomb de diamètre aérodynamique inférieur à 15 μm . Sont considérées comme vapeurs de plomb, le plomb sous forme d'aérosols au voisinage de sa température de fusion et les composés du plomb à l'état gazeux à température et pression ambiantes.

3.6. Poussières

*Décret du 7 décembre 1984
(art. R. 232-5-5 du Code du travail)*

Dans les locaux à pollution spécifique (où des substances dangereuses ou gênantes sont émises), les concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires de l'atmosphère inhalée par une personne, évaluées sur une période de 8 heures, ne doivent pas dépasser respectivement 10 et 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ d'air.

La circulaire du ministère du Travail du 9 mai 1985 précise que ces valeurs concernent les poussières réputées sans effet spécifique, c'est-à-dire qui ne sont pas en mesure de provoquer seules sur les poumons ou sur tout autre organe ou système du corps humain d'autre effet que celui de surcharge. D'autres poussières font l'objet de VLEP particulières.

4. VALEURS RECOMMANDEES PAR LA CAISSE NATIONALE DE L'ASSURANCE MALADIE

Ces valeurs ont été adoptées par un Comité technique national (CTN) ou par le Comité central de coordination (CCC). Ne sont reproduites ici que les valeurs qui ne figurent pas dans les circulaires du ministère chargé du Travail ou qui sont plus sévères.

Benzo[3,4]pyrène

« En l'absence actuelle de valeur limite de concentration réglementaire ou officielle, on pourra se fixer comme objectif provisoire de maintenir la teneur en benzo[3,4]pyrène à une valeur inférieure à 150 $\mu\text{g.m}^{-3}$ » ⁽¹⁰⁾.

α -Phénylindole

« Comme pour l'instant, on ne connaît pas la concentration maximale admissible dans l'air de produit, un seuil provisoire de 30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ paraît pouvoir être provisoirement retenu » ⁽¹¹⁾.

5. INDICATIONS COMPLEMENTAIRES

5.1. Valeurs limites et tableaux des maladies professionnelles

Parmi les indications fournies par le tableau figurent les numéros des tableaux des maladies professionnelles qui peuvent se rapporter aux différents composés. *En aucun cas cette mention ne signifie que le respect, fût-il absolu, des valeurs limites garantit contre le risque d'apparition de mala-*

⁽¹⁰⁾ Recommandations R 235 (industrie de l'aluminium, l'électrometallurgie, l'électrochimie et la fabrication de carbure et de siliciure de calcium), R 245 (préparation des pâtes carbonées) et R 258 (élaboration du brai de houille), adoptées respectivement le 7 décembre 1983, le 18 juin 1984 et le 28 février 1985 par le CTN des industries chimiques, et recommandation R 278 (exposition au brai et goudron de houille), adoptée par les CTN des industries du caoutchouc, papier, carton, des industries chimiques, des industries de la métallurgie et du bâtiment et des travaux publics respectivement les 13 novembre, 3 et 5 décembre 1985, et le 9 juillet 1986.

⁽¹¹⁾ Recommandation R 123 (Effets pathologiques de l'alphaphénylindole), adoptée par le Comité central de coordination le 11 décembre 1975 (partie « Commentaires »).

dies professionnelles. Il existe de multiples raisons dont quelques-unes sont exposées au § 2.4 (en particulier les points 3 à 7 inclus). Par ailleurs, bien des agents visés par les tableaux de maladies professionnelles ne font l'objet d'aucune valeur limite. Ceci résulte du fait que les bases juridiques et techniques pour la fixation des VL et l'établissement des tableaux des maladies professionnelles sont différentes.

5.2. Autres systèmes de valeurs limites

• L'ACGIH (American conference of governmental industrial hygienists) publie annuellement le fascicule : « Threshold limit values for chemical substances and physical agents and biological exposure indices », diffusé par ACGIH, Technical information office, 6500 Glenway avenue, Building D-7, Cincinnati OH 45211-4438, Etats-Unis. En raison de la similitude des démarches, de l'utilisation des mêmes sources d'information scientifiques et de la proximité d'ensemble des valeurs retenues, les valeurs établies par l'ACGIH continuent souvent à être utilisées comme un repère technique indicatif valable sur le terrain, en particulier en l'absence de VL nationales.

• L'ACGIH propose aussi des tableaux comparatifs des valeurs américaines (ACGIH, NIOSH, OSHA) et allemandes (DFG) « Guide to occupational exposure values ».

• Toujours aux Etats-Unis, l'OSHA (Occupational safety and health administration) fixe et publie des valeurs réglementaires : « OSHA Final rule - Air contaminants - Permissible exposure limits ». Title 29. Code of federal regulations. Part 1910.1000. dont la liste a été reproduite dans *American Industrial Hygiene Association Journal*, 1989, 50, pp. A-257 à A-293.

• En Allemagne deux organismes publient les valeurs limites fixées par la MAK-Kommission :

- la DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) publie annuellement en allemand et en anglais le fascicule « MAK and BAT Values - Maximum concentrations at the workplace and biological tolerance values for working materials », diffusé par VCH Verlagsgesellschaft, Postfach 10 11 61, D-6940 Weinheim, Allemagne.

- Le BIA publie annuellement le fascicule « BIA-report. Gefahrstoffliste (Grenzwerte, Einstufungen) », diffusé par HVBG, Alte Heerstasse 111, Postfach 20-52, D-5205 Sankt Augustin, Allemagne.

Signes et symboles utilisés dans le tableau

- Dans la colonne Observations figurent les termes suivants :
 - * : risque de pénétration percutanée
 - C1, C2, C3 : substance classée cancérigène de catégorie 1, 2 ou 3
 - All : risque d'allergie
 - AC : risque d'allergie cutanée
 - AR : risque d'allergie respiratoire
 - Dans la colonne TMP figure le numéro du ou des tableaux de maladies professionnelles (régime général) mentionnant la substance ou sa famille chimique.
 - Dans la colonne FT figure le numéro de la fiche toxicologique publiée par l'INRS pour la substance ou sa famille chimique.
- Les substances, dont la valeur limite est réglementaire, apparaissent en caractère plus gras.

Pour les aérosols :

- Lorsque la valeur retenue est donnée sans mention particulière (cas le plus fréquent), elle se rapporte à la fraction inhalable.
- Lorsqu'une autre fraction conventionnelle est visée, la valeur est suivie par :
 - a, pour la fraction alvéolaire ;
 - t, pour la fraction thoracique.

Expression des valeurs limites

Les valeurs limites des gaz et vapeurs peuvent être en général exprimées en poids (mg.m^{-3}) ou en volume (ppm = parties par million). Les unités en volume ne sont pas utilisées pour les aérosols ou les fibres.

La correspondance entre les valeurs exprimées dans les deux unités de mesure est donnée, à 25 °C et sous pression normale, par les formules suivantes :

$$\text{valeur en ppm} \times \text{masse molaire} / 24,45 = \text{valeur en } \text{mg.m}^{-3}$$

$$\text{valeur en } \text{mg.m}^{-3} \times 24,45 / \text{masse molaire} = \text{valeur en ppm}$$

Notes appelées dans le tableau

(¹) Les valeurs indiquées sont réglementaires lors des travaux de fumigation.

(²) Certains composés sont classés cancérigènes. Se reporter à la note documentaire ND 1940.

(³) Cette valeur sera portée à 1 mg.m^{-3} en 1997.

(⁴) 0,5 pour les installations existant en juillet 1993. Cette valeur sera de 0,2 en 1996. 0,2 pour les nouvelles installations en juillet 1993.

(⁵) Ces VLE s'entendent pour des concentrations mesurées sur une durée de 5 min.

(⁶) Cette valeur sera portée à 0,5 en 1998.

(⁷) Les valeurs spécifiques fixées pour les hydrocarbures nommément désignés dans la liste restent valables simultanément.

(⁸) Une « valeur d'objectif » est fixée à 500 mg.m^{-3} pour la VME. La valeur indiquée sera réexaminée en 1995.

(⁹) Procédé cancérigène cité à l'arrêté du 5 janvier 1993 (annexe I de la directive 90/394/CEE).

(¹⁰) Ne tient pas compte du risque de céphalées.

(¹¹) x = pourcentage.

(¹²) Cette valeur deviendra $0,6 \text{ fibre.cm}^{-3}$ en 1997.

(¹³) Cette valeur deviendra 1 fibre.cm^{-3} en 1997.

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Acétate de <i>n</i> -amyle	628-63-7	100	530	150	800	-	84	175
Acétate de sec-amyle	626-38-0	125	670	-	-	-	84	175
Acétate de <i>n</i> -butyle	123-86-4	150	710	200	940	-	84	31
Acétate de sec-butyle	105-46-4	200	950	-	-	-	84	-
Acétate de tert-butyle	540-88-5	200	950	-	-	-	84	-
Acétate de 2-éthoxyéthyle	111-15-9	5	27	-	-	*	84	71
Acétate d'éthyle	141-78-6	400	1400	-	-	-	84	18
Acétate d'éthylglycol → Acétate de 2-éthoxyéthyle								
Acétate de sec-hexyle	108-84-9	50	300	-	-	-	84	-
Acétate d'isoamyle	123-92-2	100	525	-	-	-	84	175
Acétate d'isobutyle	110-19-0	150	710	200	940	-	84	124
Acétate d'isopropyle	108-21-4	250	950	300	1140	-	84	107
Acétate de 2-méthoxyéthyle	110-49-6	5	24	-	-	*	84	131
Acétate de méthyle	79-20-9	200	610	250	760	-	84	88
Acétate de méthylglycol → Acétate de 2-méthoxyéthyle								
Acétate de <i>n</i> -propyle	109-60-4	200	840	-	-	-	84	107
Acétate de vinyle	108-05-4	10	30	-	-	-	-	-
Acétone	67-64-1	750	1800	-	-	-	84	3
Acétonitrile	75-05-8	40	70	-	-	*	84	104
Acide acétique	64-19-7	-	-	10	25	-	-	24
Acide acrylique	79-10-7	10	30	-	-	-	-	-
Acide chlorhydrique → Hydrogène (chlorure de)								
Acide chromique → Chrome (trioxyde de di-)								
Acide cyanhydrique (¹)	74-90-8	2	2	10	10	-	-	4
Acide 2,2-dichloropropionique	75-99-0	1	6	-	-	-	-	-
Acide fluorhydrique	7664-39-3	-	-	3	2,5	-	32	6
Acide formique	64-18-6	-	-	5	9	-	-	149
Acide méthacrylique	79-41-4	20	70	-	-	-	-	-
Acide nitrique	7697-37-2	2	5	4	10	-	-	9
Acide oxalique	144-62-7	-	1	-	-	-	-	110
Acide phosphorique	7664-38-2	-	1	-	3	-	-	37
Acide picrique	88-89-1	-	0,1	-	-	*	-	-
Acide propionique	79-09-4	10	30	-	-	-	-	-
Acide sulfurique	7664-93-9	-	1	-	3	-	-	30
Acide thioglycolique	68-11-1	1	5	-	-	*	-	-
Acide trichloroacétique	76-03-9	1	5	-	-	-	-	-
Acide 2,4,5-trichloro- phénoxyacétique → 2,4,5-T								
Acroléine	107-02-8	-	-	0,1	0,25	-	-	57
Acrylamide	79-06-1	0,1	0,3	-	-	C2, *	-	119
Acrylate de <i>n</i> -butyle	141-32-2	10	55	-	-	-	65	-
Acrylate d'éthyle	140-88-5	5	20	-	-	*	65	185
Acrylate de 2-hydroxypropyle	999-61-1	0,5	3	-	-	*	65	-
Acrylate de méthyle	96-33-3	10	35	15	50	-	65	181
Acrylonitrile	107-13-1	2	4,5	15	32,5	C2	-	105
Alcool allylique	107-18-6	2	5	4	10	*	84	156
Alcool <i>n</i> -butylique	71-36-3	-	-	50	150	-	84	80
Alcool sec-butylique	78-92-2	100	300	-	-	-	84	-
Alcool tert-butylique	75-65-0	100	300	-	-	-	84	-
Alcool 2-chloroéthylrique → Ethylène chlorhydrique								
Alcool éthylique	64-17-5	1000	1900	5000	-	-	84	48
Alcool furfurylique	98-00-0	10	40	-	-	*	74, 84	160
Alcool isoamylique	123-51-3	100	360	-	-	-	84	206
Alcool isobutylique	78-83-1	50	150	-	-	-	84	117
Alcool isoocetylique	26952-21-6	50	270	-	-	*	84	-
Alcool isopropylique	67-63-0	-	-	400	980	-	84	66
Alcool méthylique	67-56-1	200	260	1000	1300	-	84	5
Alcool propargylique	107-19-7	1	2	-	-	*	84	-
Alcool <i>n</i> -propylique	71-23-8	200	500	-	-	-	84	211
Aldéhyde acétique	75-07-0	100	180	-	-	-	-	120
Aldéhyde 2-buténoïque trans	123-73-9	2	6	-	-	-	-	-
Aldéhyde chloroacétique	107-20-0	-	-	1	3	-	-	-
Aldéhyde crotonique → Aldéhyde 2-buténoïque trans								
Aldéhyde formique	50-00-0	0,5	-	1	-	C3	43	7
Aldéhyde furfurylique	98-01-1	-	-	2	8	-	74, 84	40
Aldéhyde glutarique	111-30-8	-	-	0,2	0,8	-	65, 66	171
Aldéhyde <i>n</i> -valérique	110-62-3	50	175	-	-	-	-	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Aldrine.....	309-00-2	-	0,25	-	-	C3, *	65	-
Aluminium (composés alkylés).....	-	-	2	-	-	-	-	-
Aluminium (fumées de soudage).....	-	-	5	-	-	-	-	-
Aluminium (métal).....	7429-90-5	-	10	-	-	-	-	-
Aluminium (pulvérulent).....	7429-90-5	-	5	-	-	-	-	-
Aluminium (sels solubles).....	-	-	2	-	-	-	-	-
Aluminium (trioxyde de di-).....	1344-28-1	-	10	-	-	-	-	-
Amiante :								
amosite.....	12172-73-5		0,3 fibre.cm ⁻³	-	-	C1	30	145
chrysotile.....	12001-29-5		0,6 fibre.cm ⁻³	-	-	C1	30	145
crocidolite.....	12001-28-4		0,3 fibre.cm ⁻³	-	-	C1	30	145
autres formes.....	-		0,3 fibre.cm ⁻³	-	-	C1	30	145
4-Aminobiphényle.....	92-67-1	0,001	0,007	-	-	C1	15	-
2-Aminoéthanol → Ethanolamine								
2-Aminopyridine.....	504-29-0	0,5	2	-	-	-	-	-
Ammoniac.....	7664-41-7	25	18	50	36	-	-	16
Ammonium (chlorure d'), fumées.....	12125-02-9	-	10	-	-	-	-	-
Ammonium (sulfamate d').....	7773-06-0	-	10	-	-	-	-	-
Amosite → Amiante								
Anhydride acétique.....	108-24-7	-	-	5	20	-	-	219
Anhydride arsénieux →								
Arsenic (trioxyde de di-)								
Anhydride borique →								
Bore (trioxyde de di-)								
Anhydride chromique →								
Chrome (trioxyde de di-)								
Anhydride maléique.....	108-31-6	-	-	-	1	All	66	205
Anhydride phtalique.....	85-44-9	-	-	-	6	All	66	38
Anhydride sulfureux								
→ Soufre (dioxyde de)								
Anhydride trimellitique (fumées).....	552-30-7	0,005	0,04	-	-	All	66	172
Aniline.....	62-53-3	2	10	-	-	C3, *	15	19
o-Anisidine.....	90-04-0	0,1	0,5	-	-	C2, *	15	-
p-Anisidine.....	104-94-9	0,1	0,5	-	-	*	15	-
Antimoine et ses composés, en Sb.....	-	-	0,5	-	-	(?)	73	-
Antimoine (hydrure d')								
→ Hydrogène antimonié								
ANTU.....	86-88-4	-	0,3	-	-	C3	-	-
Argent (composés solubles), en Ag.....	-	-	0,01	-	-	-	-	-
Argent (métal).....	7440-22-4	-	0,1	-	-	-	-	-
Arsenic (trioxyde de di-), en As.....	1327-53-3	-	0,2	-	-	C1	20, 20bis	89
Arsine → Hydrogène arsénié								
Atrazine.....	1912-24-9	-	5	-	-	C3	-	-
Azinphos-méthyl.....	86-50-0	-	0,2	-	-	*	34	-
Azote (oxyde d').....	10102-43-9	25	30	-	-	-	-	133
Azote (dioxyde d').....	10102-44-0	-	-	3	6	-	-	133
Azote (trifluorure d').....	7783-54-2	10	30	-	-	-	-	-
Baryum (composés solubles), en Ba.....	-	-	0,5	-	-	-	-	125
Bénomyl.....	17804-35-2	0,8	10	-	-	-	-	-
Benzène.....	71-43-2	5	16	-	-	C1	4, 4bis, 84	49
Benzidine.....	92-87-5	0,001	0,008	-	-	C1	15	87
p-Benzoquinone.....	106-51-4	0,1	0,4	0,3	1,5	-	-	-
Béryllium et composés, en Be.....	7440-41-7	-	0,002	-	-	C2	33	92
Biphényle.....	92-52-4	0,2	1,5	-	-	-	-	101
Biphényle chloré (42 % Cl).....	53469-21-9	-	1	-	-	*	9	194
Biphényle chloré (54 % Cl).....	11097-69-1	-	0,5	-	-	*	9	194
Bismuth (tellure de).....	1304-82-1	-	10	-	-	-	-	-
Bismuth (tellure de, dopé au Se).....	-	-	5	-	-	-	-	-
Bois (poussières de).....	-	-	3 (2)	-	-	-	47	-
Borax → Sodium (tétraborate de)								
Bore (trioxyde de di-).....	1303-86-2	-	10	-	-	-	-	-
Bore (trifluorure de).....	7637-07-2	-	-	1	3	-	32	-
Brai de houille (vapeurs ou aérosols, fraction soluble dans le benzène).....	65996-93-2	-	0,2	-	-	-	16, 16bis	91
Bromacil.....	314-40-9	1	10	-	-	-	-	-
Brome.....	7726-95-6	-	-	0,1	0,7	-	-	27
Brome (pentafluorure de).....	7789-30-2	0,1	0,7	-	-	-	32	-
Bromochlorométhane.....	74-97-5	200	1050	-	-	-	-	-
Bromoéthane.....	74-96-4	200	890	-	-	-	-	-
Bromoforme → Tribromométhane								
Bromométhane (1).....	74-83-9	5	20	-	-	-	26	67
Bromotrifluorométhane (F 13 B1).....	75-63-8	1000	6100	-	-	-	-	163

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
<i>Bromure d'éthyle</i> → Bromoéthane								
<i>Bromure d'éthylène</i> → 1,2-Dibromoéthane								
<i>Bromure de méthyle</i> → Bromométhane								
<i>n</i> -Butane	106-97-8	800	1900	-	-	-	-	-
Butanethiols (isomères).....	-	0,5	1,5	-	-	-	-	190
2-Butanone → Méthyléthylcétone								
2-Butoxyéthanol.....	111-76-2	25	120	-	-	*	84	76
<i>n</i> -Butylamine	109-73-9	-	-	5	15	All	49	-
Butylglycol → 2-Butoxyéthanol								
Butylmercaptan → Butanethiol								
<i>o</i> -sec-Butylphénol.....	89-72-5	5	30	-	-	*	-	-
<i>p</i> -tert-Butyltoluène	98-51-1	10	60	-	-	-	84	-
Cadmium (oxyde de), en Cd.....	1306-19-0	-	-	-	0,05	C2	61	60
Cadmium et composés, en Cd.....	7440-43-9	-	0,05	-	-	(²)	61	60
Calcite → Calcium (carbonate de)								
Calcium (carbonate de).....	1317-65-3	-	10	-	-	-	-	-
Calcium (cyanamide de).....	156-62-7	-	0,5	-	-	-	-	186
Calcium (hydroxyde de).....	1305-62-0	-	5	-	-	-	-	-
Calcium (oxyde de).....	1305-78-8	-	2	-	-	-	-	-
Calcium (sulfate de).....	10101-41-4	-	10	-	-	-	-	-
Camphéchloré	8001-35-2	-	0,5	-	-	C3, *	65	-
Camphre.....	76-22-2	2	12	-	-	-	-	-
<i>ε</i> -Caprolactame (poussières).....	105-60-2	-	1	-	-	-	-	-
<i>ε</i> -Caprolactame (vapeur).....	105-60-2	5	20	-	-	-	-	-
Captafol	2425-06-1	-	0,1	-	-	C2, *	-	-
Captane	133-06-2	-	5	-	-	C3	-	-
Carbaryl	63-25-2	-	5	-	-	-	34	-
Carbofuran.....	1563-66-2	-	0,1	-	-	-	34	-
Carbone (oxyde de).....	630-08-0	50	55	-	-	-	64	47
Catéchol → Pyrocatechol								
Cellulose (fibre de papier).....	9004-34-6	-	10	-	-	-	-	-
Césium (hydroxyde de).....	21351-79-1	-	2	-	-	-	-	-
Cétène	463-51-4	0,5	0,9	-	-	-	-	-
Chanvre (fibres de)	-	-	0,2/0,5 t ⁽⁴⁾	-	-	-	66, 90	-
Chlordane	57-74-9	-	0,5	-	-	C3, *	65	-
Chlore	7782-50-5	-	-	1	3	-	-	51
Chlore (dioxyde de).....	10049-04-4	0,1	0,3	0,3	0,8	-	-	-
Chlore (trifluorure de).....	7790-91-2	-	-	-	0,4	-	32	-
<i>α</i> -Chloroacétophénone.....	532-27-4	0,05	0,4	-	-	-	-	-
Chlorobenzène	108-90-7	10	-	-	-	-	9	23
<i>o</i> -Chlorobenzylidène malononitrile.....	2698-41-1	-	-	0,05	0,4	*	-	215
2-Chloro-1,3-butadiène	126-99-8	10	36	-	-	-	12	-
Chlorodifluorométhane (F 22)	75-45-6	1000	3500	-	-	-	-	142
1-Chloro-2,3-époxypropane → Epichlorhydrine								
Chloroéthane	75-00-3	1000	2600	-	-	-	-	-
2-Chloroéthanol → Ethylène chlorohydrine								
Chloroéthylène → Chlorure de vinyle								
Chloroforme → Trichlorométhane								
Chlorométhane.....	74-87-3	50	105	100	210	C3	27	64
1-Chloro-1-nitropropane.....	600-25-9	2	10	-	-	-	-	-
Chloropentafluoroéthane	76-15-3	1000	6320	-	-	-	-	-
Chloropicrine	76-06-2	0,1	0,7	-	-	-	-	-
<i>β</i> -Chloroprène → 2-Chloro-1,3-butadiène								
3-Chloropropène	107-05-1	1	3	-	-	-	-	-
<i>o</i> -Chlorostyrène.....	2039-87-4	50	285	-	-	-	-	-
<i>α</i> -Chlorotoluène	100-44-7	1	5	2	11	C3	-	90
<i>o</i> -Chlorotoluène.....	95-49-8	50	250	-	-	-	-	-
Chlorpyrifos	2921-88-2	-	0,2	-	-	*	34	-
Chlorure d'allyle → 3-Chloropropène								
Chlorure d'ammonium → Ammonium (chlorure d'), fumées								
Chlorure de benzyle → <i>α</i> -Chlorotoluène								
Chlorure de chloroacétyle.....	79-04-9	0,05	0,2	-	-	-	-	-
Chlorure de cyanogène.....	506-77-4	-	-	0,3	0,6	-	-	-
Chlorure d'éthyle → Chloroéthane								
Chlorure de méthyle → Chlorométhane								

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Chlorure de méthylène → Dichlorométhane Chlorure de phosphoryle → Phosphore (oxytrichlorure de)								
Chlorure de vinyle	75-01-4	1 et 3 (cf. § 3.4)	-	-	-	C1	52	184
Chlorure de vinylidène → 1,1-Dichloroéthylène								
Chromate de tert-butyle, en CrO ₃	1189-85-1	-	-	-	0,1	*	-	-
Chrome VI (composés du), en Cr	-	-	0,05	-	-	(?)	10, 10bis, 10 ter	180
Chrome (métal)	7440-47-3	-	0,5	-	-	-	-	-
Chrome (trioxyde de di-), en Cr	1333-82-8	-	0,05	-	0,1	C1	10, 10bis 10 ter	1
Chrysotile → Amiante								
Clopidol	2971-90-6	-	10	-	-	-	-	-
Cobalt carbonyle, en Co	10210-68-1	-	0,1	-	-	-	65	-
Cobalt hydroxycarbonyle, en Co	16842-03-8	-	0,1	-	-	-	65	-
Colophane (produits de décomposition des baguettes de soudure, exprimés en aldéhyde formique)	-	-	0,1	-	-	-	65, 66	-
Coton (fibres de)	-	-	0,2 t	-	-	-	66, 90	-
Coumafène	81-81-2	-	0,1	-	-	-	-	216
Crésols (tous isomères)	1319-77-3	5	22	-	-	-	-	97
Cristobalite → Silices cristallines Crocidolite → Amiante								
Crufomate	299-86-5	-	5	-	-	-	34	-
Cuivre (fumées)	7440-50-8	-	0,2	-	-	-	-	-
Cuivre (poussières), en Cu	7440-50-8	-	1	-	2	-	-	-
Cumène	98-82-8	50	245	-	-	*	84	-
Cyanamide	420-04-02	-	2	-	-	-	-	-
2-Cyanoacrylate de méthyle	137-05-3	2	8	4	18	-	66	-
Cyanogène	460-19-5	2	4	10	20	-	-	-
Cyanures, en HCN	-	-	5	-	-	*	-	111
Cyclohexane	110-82-7	300	1050	375	1300	-	84	17
Cyclohexanol	108-93-0	50	200	75	300	-	84	45
Cyclohexanone	108-94-1	25	100	-	-	-	84	39
Cyclohexène	110-83-8	300	1015	-	-	-	84	-
Cyclohexylamine	108-91-8	10	40	-	-	*	49	-
Cyclopentadiène	542-92-7	75	200	-	-	-	84	-
Cyclopentane	287-92-3	600	1720	-	-	-	84	-
Cyhexatin	13121-70-5	-	5	-	-	-	-	-
2,4-D	94-75-7	-	10	-	-	-	-	208
Dalapon → Acide 2,2-dichloropropionique DDT → Zeidane								
Décaborane	17702-41-9	0,05	0,3	-	-	*	-	188
Déméton (mélange O + S)	8065-48-3	0,01	0,1	-	-	*	34	-
Déméton-méthyl (mélange O + S)	8022-00-2	-	0,5	-	-	*	34	-
Diacétone-alcool	123-42-2	50	240	-	-	-	84	61
1,2-Diaminoéthane	107-15-3	10	25	15	35	-	49	-
Diazinon	333-41-5	-	0,1	-	-	*	34	-
Diborane	19287-45-7	0,1	0,1	-	-	-	-	188
Dibromodifluorométhane	75-61-6	100	860	-	-	-	-	-
N,N-Dibutylaminoéthanol	102-81-8	2	14	-	-	*	49	-
2,6-Di-tert-butyl-p-crésol	128-37-0	-	10	-	-	-	-	-
1,2-Dichlorobenzène	95-50-1	-	-	50	300	-	9	73
1,4-Dichlorobenzène	106-46-7	75	450	110	675	-	9	224
3,3'-Dichloro-4,4'-diamino- diphénylméthane	101-14-4	0,02	0,22	-	-	C2	15	-
Dichlorodifluorométhane (F 12)	75-71-8	1000	4950	-	-	-	-	135
1,3-Dichloro-5,5-diméthylhydantoïne	118-52-5	-	0,2	-	-	-	-	-
1,1-Dichloroéthane	75-34-3	200	810	-	-	-	-	-
1,2-Dichloroéthane	107-06-2	10	40	-	-	C2	12	54
1,1-Dichloroéthylène	75-35-4	5	20	-	-	-	12	-
Dichlorofluorométhane (F 21)	75-43-4	10	40	-	-	-	-	-
Dichlorométhane	75-09-2	50	180	100	350	C3	12	34
1,1-Dichloro-1-nitroéthane	594-72-9	2	10	-	-	-	-	-
1,2-Dichloropropane	78-87-5	75	350	-	-	-	12	63
1,2-Dichlorotétrafluoroéthane (F 114)	76-14-2	1000	7000	-	-	-	-	-
Dichlorvos	62-73-7	0,1	1	-	-	*	34	116
Dicrotophos	141-66-2	-	0,25	-	-	*	34	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Dicyclopentadiène.....	77-73-6	5	30	-	-	-	-	-
Dieldrine.....	60-57-1	-	0,25	-	-	C3, *	65	189
Diéthion.....	563-12-2	-	0,4	-	-	*	34	-
Diéthanolamine.....	111-42-2	3	15	-	-	-	49	147
Diéthylamine.....	109-89-7	-	-	10	30	All	49	114
2-Diéthylaminoéthanol.....	100-37-8	10	50	-	-	*	49	-
Diéthylcétone.....	96-22-0	200	705	-	-	-	84	-
Diéthylènetriamine.....	111-40-0	1	4	-	-	AC	49	143
<i>Diéthyléthanolamine</i>								
→ 2-Diéthylaminoéthanol								
Diisobutylcétone.....	108-83-8	25	250	-	-	-	84	-
4,4'-Diisocyanate de diphenyl- méthane (5).....	101-68-8	0,01	0,1	0,02	0,2	AR	62	129
Diisocyanate d'hexaméthylène (5).....	822-06-0	0,01	0,075	0,02	0,15	AR	62	164
Diisocyanate d'hexaméthylène, prépolymères du.....	-	-	-	-	1	-	62	-
Diisocyanate d'isophorone (5).....	4098-71-9	0,01	0,09	0,02	0,18	AR	62	166
Diisocyanate de 1,5-naphtylène (5).....	3173-72-6	0,01	0,095	0,02	0,19	AR	62	-
Diisocyanate de toluylène (5).....	26471-62-5	0,01	0,08	0,02	0,16	AR	62	46
Diisopropylamine.....	108-18-9	5	20	-	-	*	49	-
<i>Diméthoxyméthane</i> → Méthylal								
N,N-Diméthylacétamide.....	127-19-5	10	35	-	-	*	-	-
Diméthylamine.....	124-40-3	-	-	10	18	All	49	-
N,N-Diméthylaniline.....	121-69-7	5	25	-	-	*	15	-
N,N-Diméthyléthylamine.....	598-56-1	5	15	25	75	-	49	127
Diméthylformamide.....	68-12-2	10	30	-	-	*	84	69
1,1-Diméthylhydrazine.....	57-14-7	0,1	0,2	-	-	C2, AC	-	-
<i>Dinitrate d'éthylène</i> → Nitroglycol								
Dinitrate de 1,2-propylène.....	6423-43-4	0,05	0,3	-	-	*	-	-
Dinitrobenzène (tous isomères).....	25154-54-5	0,15	1	-	-	*	13	-
4,6-Dinitro-o-crésol.....	534-52-1	-	0,2	-	-	*	14	-
3,5-Dinitro-o-toluamide.....	148-01-6	-	5	-	-	-	-	-
1,4-Dioxanne.....	123-91-1	10	35	40	140	C3	84	28
Dioxathion.....	78-34-2	-	0,2	-	-	*	34	-
<i>Dioxyde d'azote</i> → Azote (dioxyde d')								
Diphénylamine.....	122-39-4	-	10	-	-	-	15	-
Dipropylcétone.....	123-19-3	50	235	-	-	-	84	-
Diquat.....	85-00-7	-	0,5	-	-	-	-	-
Disulfiram.....	97-77-8	-	2	-	-	-	-	-
Disulfoton.....	298-04-4	-	0,1	-	-	-	34	-
Disulfure d'allyle et de propyle.....	2179-59-1	2	12	-	-	-	-	-
<i>Disulfure de carbone</i> → Sulfure de carbone								
Diuron.....	330-54-1	-	10	-	-	-	-	-
1,3-Divinylbenzène.....	108-57-6	10	50	-	-	-	-	-
<i>Eau oxygénée</i> → Peroxyde d'hydrogène								
Endosulfan.....	115-29-7	-	0,1	-	-	*	65	-
Endrine.....	72-20-8	-	0,1	-	-	*	65	-
Epichlorhydrine.....	106-89-8	-	-	2	10	C2	65, 51	187
<i>1,2-Epoxypropane</i> → Oxyde de propylène								
Etain (composés organiques d'), en Sn.....	-	-	0,1	-	0,2	-	-	-
Ethanethiol.....	75-08-1	0,5	1	-	-	-	-	190
Ethanolamine.....	141-43-5	3	8	-	-	-	49	146
<i>Ether méthylique du propylène-glycol</i> →								
1-Méthoxy-2-propanol								
<i>Ether méthylique du dipropylène-glycol</i> →								
3-(3-Méthoxy) propoxy-1-propanol								
<i>Ethion</i> → Diéthion								
2-Ethoxyéthanol.....	110-80-5	5	19	-	-	*	84	58
Ethylamine.....	75-04-7	10	18	15	27	-	49	134
Ethylbenzène.....	100-41-4	100	435	-	-	-	84	-
<i>Ethylbutylcétone</i> → 3-Heptanone								
Ethylène chlorohydrine.....	107-07-3	-	-	1	3	*	-	-
<i>Ethylènediamine</i> → 1,2-Diaminoéthane								
Ethylèneglycol (vapeur).....	107-21-1	-	-	50	125	-	84	25
<i>Ethylglycol</i> → 2-Ethoxyéthanol								
Ethylidène norbornène.....	16219-75-3	-	-	5	25	-	-	-
<i>Ethylisoamylcétone</i> → 5-Méthyl-3-heptanone								
<i>Ethylmercaptan</i> → Ethanethiol								
N-Ethylmorpholine.....	100-74-3	5	23	-	-	*	-	-
Fenchlorphos.....	299-84-3	-	10	-	-	-	34	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Fensulfothion.....	115-90-2	-	0,1	-	-	-	34	-
Ferbame.....	14484-64-1	-	10	-	-	-	65	-
Fer dicyclopentadiényle.....	102-54-5	-	10	-	-	-	-	-
Fer (trioxyde de di-, fumées), en Fe.....	1309-37-1	-	5	-	-	-	44, 44 bis	-
Fer (oxyde rouge synthétique).....	-	-	10	-	-	-	-	-
Fer pentacarbonyle, en Fe.....	13463-40-6	0,1	0,8	-	-	-	-	-
Fibres de céramique.....	-	1 fibre.cm ⁻³ (12)	-	-	-	-	-	-
Fibres de roche.....	-	1,5 fibre.cm ⁻³ (13)	-	-	-	-	-	-
Fibres végétales (toutes sortes, non déjà citées par ailleurs).....	-	-	1 t (6)	-	-	-	66, 90	-
Fibres de verre.....	-	1,5 fibre.cm ⁻³ (13)	-	-	-	-	-	-
Fluor.....	7782-41-4	-	-	1	2	-	32	203
Fluorures, en F.....	-	-	2,5	-	-	-	32	191
Fluorure de carbonyle.....	353-50-4	2	5	-	-	-	-	-
Fluorure de sodium → Sodium (fluorure de)								
Fonofos.....	944-22-9	-	0,1	-	-	*	34	-
Formamide.....	75-12-7	20	30	-	-	-	84	-
Formiate d'éthyle.....	109-94-4	100	300	-	-	-	84	-
Formiate de méthyle.....	107-31-3	100	250	-	-	-	84	-
Fumées de soudage (totalité des particules).....	-	-	5	-	-	-	-	-
Fumées de vulcanisation des caoutchoucs, fraction soluble dans le cyclohexane.....	-	-	0,6	-	-	-	-	-
Furfural → Aldéhyde furfurylique								
Germanium (tétrahydure de).....	7782-65-2	0,2	0,6	-	-	-	-	-
Glycérine (aérosols de).....	56-81-5	-	10	-	-	-	-	-
Glycidol.....	556-52-5	25	75	-	-	-	-	-
Graphite.....	7782-42-5	-	2 a	-	-	-	-	-
Gypse → Calcium (sulfate de)								
Hafnium.....	7440-58-6	-	0,5	-	-	-	-	-
γ-HCH (Lindane).....	58-89-9	-	0,5	-	-	*	65	81
n-Heptane.....	142-82-5	400	1600	-	-	-	84	168
3-Heptanone.....	106-35-4	50	230	-	-	-	84	-
Hexachlorocyclopentadiène.....	77-47-4	0,01	0,1	-	-	-	-	-
Hexachloroéthane.....	67-72-1	1	-	10	-	-	9	-
Hexachloronaphtalène.....	1335-87-1	-	0,2	-	-	*	9	-
Hexafluoroacétone.....	684-16-2	0,1	0,7	-	-	-	-	-
n-Hexane.....	110-54-3	50	170	-	-	-	59, 84	113
Hexane (autres isomères).....	-	500	1800	-	-	-	84	113
2-Hexanone.....	591-78-6	5	20	8	35	-	84	122
Hexogène (Cyclonite).....	121-82-4	-	1,5	-	-	*	-	-
Hexylèneglycol.....	107-41-5	-	-	25	125	-	84	167
Hydrazine.....	302-01-2	0,1	0,1	-	-	C2, AC	-	21
Hydrocarbures benzéniques en C ₉ - C ₁₂ (vapeurs) (7)			150	-	-		84	94, 96
Hydrocarbures en C ₆ - C ₁₂ (ensemble des, vapeurs) (7, 8)			1000	-	1500 (5)		84	104, 140
Hydrogène antimonié.....	7803-52-3	0,1	0,5	-	-	-	73	202
Hydrogène arsénié.....	7784-42-1	0,05	0,2	0,2	0,8	-	21	53
Hydrogène (chlorure d').....	7647-01-0	-	-	5	7,5	-	-	13
Hydrogène phosphoré (1).....	7803-51-2	0,1	0,13	0,3	0,4	-	-	179
Hydrogène sélénié.....	7783-06-4	0,02	0,08	-	-	-	75	150
Hydrogène sulfuré.....	7783-06-4	5	7	10	14	-	-	32
Hydroquinone.....	123-31-9	-	2	-	-	-	65	159
Indène.....	95-13-6	10	45	-	-	-	-	-
Iode.....	7553-56-2	-	-	0,1	1	-	-	207
Iodoforme → Triiodométhane								
Isocyanate de méthyle.....	624-83-9	0,02	0,05	-	-	*	62	162
Isophorone.....	78-59-1	-	-	5	25	-	84	118
2-Isopropoxyéthanol.....	109-59-1	25	105	-	-	-	84	-
Isopropylamine.....	75-31-0	5	12	-	-	-	49	130
N-Isopropylaniline.....	768-52-5	2	10	-	-	*	15	-
Isopropylbenzène → Cumène								
Kaolin.....	-	10	-	-	-	25	-	-
Lactate de n-butyle.....	138-22-7	5	25	-	-	-	84	-
Lin (fibres de).....	-	-	0,2/0,5 t (4)	-	-	-	66, 90	-
Lindane → γ-HCH								
Lithium (hydrure de).....	7580-67-8	-	0,025	-	-	-	-	183
Magnésite → Magnésium (carbonate de)								
Magnésium (carbonate de).....	546-93-0	-	10	-	-	-	-	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Magnésium (oxyde de), fumées.....	1309-48-4	-	10	-	-	-	-	-
Malathion.....	121-75-5	-	10	-	-	*	34	-
Manganèse (fumées), en Mn.....	-	-	1	-	-	-	-	-
Manganèse (tétraoxyde de tri-).....	1317-35-7	-	1	-	-	-	-	-
Manganèse cyclopentadiényl-tricarbonyle, en Mn.....	12079-65-1	-	0,1	-	-	*	-	-
Manganèse méthylcyclopentadiényl-tricarbonyle, en Mn.....	12108-13-3	-	0,2	-	-	*	-	-
Marbre → Calcium (carbonate de)								
Mercure (vapeur).....	7439-97-6	-	0,05	-	-	*	2	55
Mercure (composés alkylés), en Hg.....	-	-	0,01	-	-	*	2	-
Mercure (composés arylés et inorganiques en Hg).....	-	-	0,1	-	-	*	2	55
Méthacrylate de méthyle.....	80-62-6	100	410	200	820	-	82	62
Méthanethiol.....	74-93-1	0,5	1	-	-	-	-	190
Méthomyl.....	16752-77-5	-	2,5	-	-	*	-	-
Méthoxychlore.....	72-43-5	-	10	-	-	-	65	-
2-Méthoxyéthanol.....	109-86-4	5	16	-	-	*	84	103
4-Méthoxyphénol.....	150-76-5	-	5	-	-	-	-	-
1-Méthoxy-2-propanol.....	107-98-2	100	360	-	-	-	84	221
3-(3-Méthoxy)propoxy-1-propanol.....	34590-94-8	100	600	-	-	-	84	-
Méthylacrylonitrile.....	126-98-7	-	3	-	-	*	-	-
Méthylal.....	109-87-5	1000	3100	-	-	-	84	139
Méthylamine.....	74-89-5	-	-	10	12	All	49	-
Méthyl-n-amylicétone.....	110-43-0	50	235	-	-	-	84	-
N-Méthylaniline.....	100-61-8	0,5	2	-	-	*	15	-
Méthyl-n-butylcétone → 2-Hexanone								
Méthylcyclohexane.....	108-87-2	400	1600	-	-	-	84	-
Méthylcyclohexanol.....	25639-42-3	50	235	-	-	-	84	-
2-Méthylcyclohexanone.....	583-60-8	50	230	-	-	*	84	-
4,4'-Méthylènebis(2-chloroaniline) → 3,3'-Dichloro-4,4'-diaminodiphénylméthane								
Méthyléthylcétone.....	78-93-3	200	600	-	-	-	84	14
Méthylglycol → 2-Méthoxyéthanol								
5-Méthyl-3-heptanone.....	541-85-5	25	130	-	-	-	84	-
Méthylhydrazine.....	60-34-4	0,2	0,35	-	-	-	-	-
Méthylisoamylcétone.....	110-12-3	50	240	-	-	-	84	-
Méthylisobutylcarbinol → 4-Méthyl-2-pentanol								
Méthylisobutylcétone.....	108-10-1	50	205	-	-	-	84	56
Méthylisopropylcétone.....	563-80-4	200	705	-	-	-	84	-
Méthylmercaptan → Méthanethiol								
4-Méthyl-2-pentanol.....	108-11-2	25	100	-	-	*	84	-
4-Méthyl-2-pentanone → Méthylisobutylcétone								
Méthyl-n-propylcétone.....	107-87-9	200	705	-	-	-	84	-
α-Méthylstyrène.....	98-83-9	50	240	-	-	-	-	-
Métribuzine.....	21087-64-9	-	5	-	-	-	-	-
Mévinphos.....	7786-34-7	0,01	0,1	-	-	*	34	-
Molybdène (composés solubles).....	-	-	5	-	10	-	-	-
Monocrotophos.....	6923-22-4	-	0,25	-	-	-	34	-
Morpholine.....	110-91-8	20	70	30	105	-	-	-
Naled.....	300-76-5	-	3	-	-	*	34	-
Naphtalène.....	91-20-3	10	50	-	-	-	-	204
2-Naphtylamine.....	91-59-8	0,001	0,005	-	-	C1	15	-
1-Naphtylthiourée → ANTU								
Nickel (carbonate de, en Ni).....	-	-	1	-	-	-	-	-
Nickel (dihydroxyde de, en Ni).....	-	-	1	-	-	-	-	-
Nickel (disulfure de, en Ni).....	-	-	1	-	-	-	-	-
Nickel (disulfure de tri, en Ni).....	-	-	1	-	-	-	-	-
Nickel (métal).....	7440-02-0	-	1	-	-	C3	-	68
Nickel (oxyde de), en Ni.....	-	-	1	-	-	-	-	-
Nickel (sulfate de), en Ni.....	-	-	0,1	-	-	-	-	-
Nickel tétracarbonyle.....	-	0,05	0,12	-	-	-	-	-
Nickel (trioxyde de), en Ni.....	-	-	1	-	-	-	-	-
Nickel (grillage des mattes), en Ni.....	-	-	1	-	-	(9)	37ter	-
Nicotine.....	54-11-5	-	0,5	-	-	*	-	-
Nitrapyrine.....	1929-82-4	-	10	-	-	-	-	-
Nitrate de n-propyle.....	627-13-4	25	105	-	-	-	-	-
4-Nitroaniline.....	100-01-6	-	3	-	-	*	15	-
Nitrobenzène.....	98-95-3	1	5	-	-	-	13	84
Nitroéthane.....	79-24-3	100	310	-	-	-	84	-
Nitroglycérine (10).....	55-63-0	0,1	1	-	-	*	72	-
Nitroglycol (10).....	628-96-6	0,17	1	-	-	*	72	-
Nitrométhane.....	75-52-5	100	250	-	-	-	84	210
1-Nitropropane.....	108-03-2	25	90	-	-	-	84	-
m-Nitrotoluène.....	99-08-1	2	11	-	-	*	13	-
Nitrotrichlorométhane → Chloropicrine								
Noir de carbone.....	1333-86-4	-	3,5	-	-	-	-	-
n-Nonane.....	111-84-2	200	1050	-	-	-	84	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Octachloronaphtalène.....	2234-13-1	-	0,1	-	-	*	9	-
n-Octane.....	111-65-9	300	1450	-	-	-	84	-
Osmium (tétr oxyde d'), en Os.....	20816-12-0	0,0002	0,002	-	-	-	-	-
Oxyde d'allyle et de glycidyle.....	106-92-3	5	22	-	-	*	-	-
Oxyde d'azote → Azote (oxyde d')								
Oxyde de biphényle.....	101-84-8	1	7	-	-	-	-	-
Oxyde de biphényle chloré.....	55720-99-5	-	0,5	-	-	-	-	-
Oxyde de bis (chlorométhyle).....	542-88-1	0,001	0,005	-	-	C1	81	-
Oxyde de n-butyle et de glycidyle.....	2426-08-6	25	135	-	-	-	-	-
Oxyde de carbone → Carbone (oxyde de)								
Oxyde de 2,2'-dichlorodéthyle.....	111-44-4	5	30	-	-	*	-	-
Oxyde de diéthyle.....	60-29-7	400	1200	500	1500	-	84	10
Oxyde de diglycidyle.....	2238-07-5	0,1	0,5	-	-	-	-	-
Oxyde de diisopropyle.....	108-20-3	250	1050	-	-	-	84	-
Oxyde d'éthylène.....	75-21-8	1	-	5	-	C2	66	70
Oxyde de glycidyle et d'isopropyle.....	4016-14-2	50	240	-	-	-	-	-
Oxyde de glycidyle et de phényle.....	122-60-1	1	6	-	-	-	-	-
Oxyde de mésityle.....	141-79-7	15	60	-	-	-	84	-
Oxyde de propylène.....	75-56-9	20	50	-	-	C2	-	-
Ozone.....	10028-15-6	0,1	0,2	0,2	0,4	-	-	43
Paraffine (cire de), fumée.....	8002-74-2	-	2	-	-	-	36	-
Paraquat.....	4685-14-7	-	0,1	-	-	-	-	182
Parathion.....	56-38-2	-	0,1	-	-	*	34	83
Parathion-méthyle.....	298-00-0	-	0,2	-	-	*	34	-
Pentaborane.....	19624-22-7	0,005	0,01	-	-	-	-	188
Pentachloronaphtalène.....	1321-64-8	-	0,5	-	-	-	9	-
Pentachlorophénol.....	87-86-5	-	0,5	-	-	C3, *, AC	14	11
Pentaérythritol.....	115-77-5	-	10	-	-	-	-	-
n-Pentane.....	109-66-0	600	1800	-	-	-	84	-
Perchloroéthylène.....	127-18-4	50	335	-	-	C3	12	29
Perchlorométhylmercaptan.....	594-42-3	0,1	0,8	-	-	-	-	-
Perchloryle (fluorure de).....	7616-94-6	3	14	-	-	-	-	-
Peroxyde de dibenzoyle.....	94-36-0	-	5	-	-	-	-	33
Peroxyde d'hydrogène.....	7722-84-1	1	1,5	-	-	-	-	123
Peroxyde de méthyléthylcétone.....	1338-23-4	-	-	0,2	1,5	-	-	50
Phénomiphos.....	22224-92-6	-	0,1	-	-	*	34	-
Phénol.....	108-95-2	5	19	-	-	*	-	15
Phénothiazine.....	92-84-2	-	5	-	-	*	65	-
p-Phénylènediamine.....	106-50-3	-	0,1	-	-	*, AC	15	-
Phénylmercaptan.....	108-98-5	0,5	2	-	-	-	-	-
Phénylphosphine.....	638-21-1	-	-	0,05	0,25	-	-	-
Phénylthiophosphonate de O-éthyle et de O-4-nitrophényle.....	2104-64-5	-	0,5	-	-	*	34	-
Phorate.....	298-02-2	-	0,05	-	-	*	34	-
Phosgène.....	75-44-5	-	-	0,1	0,4	-	-	72
Phosphate de dibutyle.....	107-66-4	1	5	-	-	-	-	-
Phosphate de tributyle.....	126-73-8	0,2	2,5	-	-	-	-	-
Phosphate de tri-o-crésyle.....	78-30-8	-	0,1	-	-	*	-	44
Phosphate de triphényle.....	115-86-6	-	3	-	-	-	-	-
Phosphine → Hydrogène phosphoré								
Phosphite de triméthyle.....	121-45-9	2	10	-	-	-	-	-
Phosphore blanc.....	7723-14-0	-	0,1	-	0,3	-	5	100
Phosphore (oxytrichlorure de).....	10025-87-3	0,1	0,6	-	-	-	-	-
Phosphore (pentachlorure de).....	10026-13-8	0,1	1	-	-	-	-	-
Phosphore (pentaoxyde de di-).....	1314-56-3	-	1	-	-	-	-	-
Phosphore (pentasulfure de di-).....	1314-80-3	-	1	-	-	-	-	-
Phosphore (trichlorure de).....	7719-12-2	0,2	1,5	-	-	-	-	-
Phtalate de dibutyle.....	84-74-2	-	5	-	-	-	-	98
Phtalate de diéthyle.....	84-66-2	-	5	-	-	-	-	-
Phtalate de di(2-éthylhexyle).....	117-81-7	-	5	-	-	-	-	161
Phtalate de diméthyle.....	131-11-3	-	5	-	-	-	-	-
m-Phtalodinitrile.....	626-17-5	-	5	-	-	-	-	-
Piclorame.....	1918-02-1	-	10	-	-	-	-	-
Pindone → Pivaldione								
Pipérazine (dichlorhydrate de).....	142-64-3	-	5	-	-	-	65	-
Pivaldione.....	83-26-1	-	0,1	-	-	-	-	-
Platine (métal).....	7440-06-4	-	1	-	-	-	-	-
Plomb métallique et composés, en Pb ...	-	-	0,15	-	-	-	1	59
Plomb tétraéthyle, en Pb.....	78-00-2	-	0,1	-	-	*	1	99
Plomb tétraméthyle, en Pb.....	75-74-1	-	0,15	-	-	*	1	99
Potassium (hydroxyde de).....	1310-58-3	-	-	-	2	-	-	35
Poussières réputées sans effet spécifique	-	-	10, 5 a	-	-	-	-	-
Propoxur.....	114-26-1	-	0,5	-	-	-	34	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Propyne	74-99-7	1000	1650	-	-	-	-	-
Pyréthre	8003-34-7	-	5	-	-	-	-	-
Pyridine	110-86-1	5	15	10	30	-	84	85
Pyrocatéchol.....	120-80-9	5	20	-	-	-	-	-
Pyrophosphate tétrasodique	7722-88-5	-	5	-	-	-	-	-
Quartz → Silices cristallines p-Quinone → p-Benzoquinone								
Résorcinol.....	108-46-3	10	45	-	-	-	-	178
Rhodium (métal)	7440-16-6	-	1	-	-	-	-	-
Saccharose.....	57-50-1	-	10	-	-	-	-	-
Sélénium (hexafluorure de), en Se	7783-79-1	0,05	0,2	-	-	-	32, 75	150
Silicate d'éthyle	78-10-4	10	85	-	-	-	-	-
Silicate de méthyle	681-84-5	1	6	-	-	-	-	-
Silices cristallines (1 ¹):								
cristobalite.....	14464-46-1	-	10/(2x + 2) a	-	-	-	25, 25 bis	-
quartz	14808-60-7	-	10/(x + 2) a	-	-	-	25, 25 bis	-
tridymite	15468-32-3	-	10/(2x + 2) a	-	-	-	25, 25 bis	-
Silicium.....	7440-21-3	-	10	-	-	-	-	-
Silicium (carbure de).....	409-21-2	-	10	-	-	-	-	-
Silicium (tétrahydru de)	7803-62-5	5	7	-	-	-	-	-
Sodium (azoture de)	26628-22-8	-	-	0,1	0,3	-	-	-
Sodium (bisulfite de).....	7631-90-5	-	5	-	-	-	66	-
Sodium (2-(2,4-dichlorophénoxy)- éthylsulfate de).....	136-78-7	-	10	-	-	-	-	-
Sodium (fluoroacétate de).....	62-74-8	-	0,05	-	-	*	-	-
Sodium (fluorure de), en F.....	-	-	2	-	-	-	32	191
Sodium (hydroxyde de).....	1310-73-2	-	2	-	-	-	-	20
Sodium (métabisulfite de)	7681-57-4	-	5	-	-	-	66	-
Sodium (tétraborate de, anhydre).....	1330-43-4	-	1	-	-	-	-	-
Sodium (tétraborate, décahydraté).....	1303-96-4	-	5	-	-	-	-	-
Sodium (tétraborate, pentahydraté).....	12179-04-03	-	1	-	-	-	-	-
Soufre (dioxyde de)	7446-09-5	2	5	5	10	-	-	41
Soufre (hexafluorure de).....	2551-62-4	1000	6000	-	-	-	-	102
Stibine → Hydrogène antimonié								
Strychnine.....	57-24-9	-	0,15	-	-	-	-	-
Styrène.....	100-42-5	50	215	-	-	-	84	2
Sulfate de diméthyle	77-78-1	0,1	0,5	-	-	C2	-	78
Sulfotep.....	3689-24-5	-	0,2	-	-	*	34	-
Sulfure de carbone.....	75-15-0	10	30	25	75	-	22	12
Sulfuryle (fluorure de).....	2699-79-8	5	20	-	-	-	-	-
Sulfopropofos	35400-43-2	-	1	-	-	-	34	-
2,4,5-T.....	93-76-5	-	10	-	-	-	-	-
Tantale (métal)	7440-25-7	-	5	-	-	-	-	-
Tellure et composés (sauf hexafluorure), en Te								
Tellure (hexafluorure de), en Te.....	7783-80-4	0,02	0,2	-	-	-	-	-
Téméphos.....	3383-96-8	-	10	-	-	-	34	-
TEPP	107-49-3	0,004	0,05	-	-	*	34	-
Térébenthine.....	8006-64-2	100	560	-	-	-	65, 84	132
Terphényles	26140-60-3	-	-	0,5	5	-	-	-
Terphényles hydrogénés.....	37275-59-5	0,5	5	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tétrabromoéthane.....	79-27-6	1	15	-	-	-	-	-
Tétrabromométhane	558-13-4	0,1	1,4	-	-	-	-	-
Tétrabromure d'acétylène → 1,1,2,2-Tétrabromoéthane								
Tétrabromure de carbone → Tétrabromométhane								
1,1,1,2-Tétrachlorodifluoroéthane	76-11-9	500	4170	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tétrachlorodifluoroéthane	76-12-0	500	4170	-	-	-	-	-
1,1,2,2-Tétrachloroéthane.....	79-34-5	1	7	5	35	-	3	36
Tétrachloroéthylène → Perchloro- éthylène								
Tétrachlorométhane	56-23-5	2	12	10	60	C3	11	8
Tétrachloronaphtalène	1335-88-2	-	2	-	-	-	9	-
Tétrachlorure de carbone → Tétrachlorométhane								
Tétrahydrofuranne.....	109-99-9	200	590	-	-	-	84	42
Tétraméthylsuccinonitrile	3333-52-6	0,5	3	-	-	*	-	-
Tétranitrométhane	509-14-8	1	8	-	-	-	-	-
Tétryl	479-45-8	-	1,5	-	-	*	15	-

Substance	N° CAS	VME		VLE		Observations	TMP n°	FT n°
		ppm	mg.m ⁻³	ppm	mg.m ⁻³			
Thallium.....	7440-28-0	-	0,1	-	-	-	-	-
4,4'-Thiobis(6-tert-butyl-m-crésol).....	96-69-5	-	10	-	-	-	-	-
Thirame.....	137-26-8	-	5	-	-	-	-	-
Titane (dioxyde de), en Ti.....	13463-67-7	-	10	-	-	-	-	-
Toluène.....	108-88-3	100	375	150	550	-	4bis, 84	74
o-Toluidine.....	95-53-4	2	9	-	-	C2	15	197
<i>Toxaphène</i> → Camphéchloré								
Tribromométhane.....	75-25-2	0,5	5	-	-	*	12	176
1,2,4-Trichlorobenzène.....	120-82-1	5	40	-	-	-	9	151
1,1,1-Trichloroéthane.....	71-55-6	300	1650	450	2500	-	12	26
Trichloroéthylène.....	79-01-6	75	405	200	1080	C3	12	22
Trichlorofluorométhane (F 11).....	75-69-4	-	-	1000	5600	-	-	136
Trichlorométhane.....	67-66-3	5	25	50	250	C3	12	82
Trichloronaphtalène.....	1321-65-9	-	5	-	-	*	9	-
1,1,2-Trichlorotrifluoroéthane (F113).....	76-13-1	1000	7600	1250	9500	-	-	65
<i>Tridymite</i> → Silices cristallines								
Triéthylamine.....	121-44-8	-	-	10	40	All	49	115
Triiodométhane.....	75-47-8	0,6	10	-	-	-	-	-
Triméthylamine.....	75-50-3	-	-	10	25	All	49	-
Triméthylbenzènes (isomères).....	25551-13-7	25	125	-	-	-	84	-
<i>Triméthylène trinitramine</i> → Hexogène								
<i>2,4,6-Trinitrophénol</i> → Acide picrique								
<i>2,4,6-Trinitrophénylméthyl nitramine</i> → Tetryl								
2,4,6-Trinitrotoluène.....	118-96-7	-	0,5	-	-	*	13	-
Triphénylamine.....	603-34-9	-	5	-	-	-	15	-
Vanadium, poussières et fumées (en V ₂ O ₅)	1314-62-1	-	0,05	-	-	-	66	-
N-Vinylpyrrolidinone.....	88-12-0	0,1	-	-	-	-	-	-
Vinyltoluènes (tous isomères).....	25013-15-4	50	240	-	-	-	-	-
<i>Warfarine</i> → Coumatène.....	81-81-2	-	0,1	-	-	-	-	216
Xylènes (tous isomères).....	1330-20-7	100	435	150	650	-	4bis, 84	77
m-Xylène- α,α' -diamine.....	1477-55-0	-	-	-	0,1	-	-	-
Xylidines (tous isomères).....	1300-73-8	2	10	-	-	*	15	-
Yttrium.....	7440-65-5	-	1	-	-	-	-	-
Zeidane.....	50-29-3	-	1	-	-	C3	65	-
Zinc (chlorure de, fumées).....	7646-85-7	-	1	-	-	-	-	75
Zinc (oxyde de, fumées).....	1314-13-2	-	5	-	-	-	-	75
Zinc (oxyde de, poussières).....	1314-13-2	-	10	-	-	-	-	75
Zinc (stéarate de).....	557-05-1	-	10	-	-	-	-	75

ANNEXE

Valeurs limites indicatives européennes (directive 91/322/CEE du 29 mai 1991)

Substances	Valeurs limites ⁽¹⁾	
	ppm	mg.m ⁻³
Acétonitrile	40	70
Acide acétique	10	25
Acide formique	5	9
Acide oxalique ⁽²⁾	-	1
Acide picrique ⁽²⁾	-	0,1
Alcool méthylique	200	260
Argent (composés solubles), en Ag ⁽²⁾	-	0,01
Azote (monoxyde de)	25	30
Baryum (composés solubles), en Ba ⁽²⁾	-	0,5
Brome ⁽²⁾	0,1	0,7
Calcium (dihydroxyde de) ⁽²⁾	-	5
Carbone (dioxyde de)	5000	9000
Crésols (tous isomères) ⁽²⁾	5	22
Cyanamide ⁽²⁾	-	2
Diéthylamine	10	30

Substances	Valeurs limites ⁽¹⁾	
	ppm	mg.m ⁻³
Etain (composés inorganiques, en Sn) ⁽²⁾	-	2
Lithium (hydrure de) ⁽²⁾	-	0,025
Naphtalène	10	50
Nicotine ⁽²⁾	-	0,5
Nitrobenzène	1	5
Phosphore (pentachlorure de) ⁽²⁾	-	1
Phosphore (pentaoxyde de di-) ⁽²⁾	-	1
Phosphore (pentasulfure de di-) ⁽²⁾	-	1
Platine (métallique) ⁽²⁾	-	1
Pyréthre	-	5
Pyridine ⁽²⁾	5	15
Résorcinol ⁽²⁾	10	45

⁽¹⁾ Mesurées ou calculées en fonction d'une période de référence de 8 heures.

⁽²⁾ Les données scientifiques existantes concernant les effets sur la santé semblent être particulièrement limitées.

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE ET DE SÉCURITÉ
30, rue Olivier-Noyer, 75680 Paris cedex 14

Tiré à part des Cahiers de notes documentaires, 4^e trimestre 1993, n° 153 - ND 1945 - N° CPPAP 804 AD/PC/DC du 14-03-85 2^e éd 1995. 3000 ex.

Directeur de la publication : D. MOYEN
ISSN 0007-9952 - ISBN 2-7389

**Valeurs limites
d'exposition
professionnelle aux
substances dangereuses
de l'ACGIH aux États-Unis
et de la Commission MAK
en Allemagne**

ANNEXES

JUN 29, 95
02:49 PM

*** ATSDR HazDat 1.5 ***
** MRL LISTING BY NAME **

MROF487
PAGE 1

MRLS / ATSDR J (USA)

SUBSTANCE NAME	CAS NUMBER	ROUTE	DURATION	VALUE	UF	ORGAN
ACETONE	000067-64-1	INHALATION	ACUTE	26 PPM	1	NEUROLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	13 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	CHRONIC	13 PPM	100	NEUROLOGICAL
ACROLEIN	000107-02-8	ORAL	INTERMEDIATE	2.0 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
		INHALATION	ACUTE	0.00005 PPM	1000	OCULAR
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.00009 PPM	1000	RESPIRATORY
ACRYLONITRILE	000107-13-1	ORAL	CHRONIC	0.0005 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
		INHALATION	ACUTE	0.1 PPM	10	NEUROLOGICAL
		ORAL	ACUTE	0.1 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
		ORAL	INTERMEDIATE	0.01 MG/KG/DAY	1000	REPRODUCTIVE
ALDRIN	000309-00-2	ORAL	CHRONIC	0.01 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
		ORAL	ACUTE	0.002 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
AMMONIA	007664-41-7	ORAL	CHRONIC	0.00003 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
		INHALATION	ACUTE	0.5 PPM	100	RESPIRATORY
		INHALATION	CHRONIC	0.3 PPM	10	RESPIRATORY
ARSENIC	007440-38-2	ORAL	INTERMEDIATE	0.3 MG/KG/DAY	100	OTHER
BENZENE	000071-43-2	ORAL	CHRONIC	0.0003 MG/KG/DAY	1000	DERMAL
BIS(CHLOROMETHYL) ETHER	000542-88-1	INHALATION	ACUTE	0.0003 PPM	1000	Lymphoreticular
BIS(2-CHLOROETHYL) ETHER	000111-44-4	INHALATION	INTERMEDIATE	0.0003 PPM	100	RESPIRATORY
BORON	007440-42-8	ORAL	INTERMEDIATE	0.02 PPM	1000	Body Weight
BROMODICHLOROMETHANE	000075-27-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.01 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
		ORAL	ACUTE	0.04 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
BROMOFORM	000075-25-2	ORAL	CHRONIC	0.02 MG/KG/DAY	1000	RENAL
		ORAL	ACUTE	0.6 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
BROMOMETHANE	000074-83-9	ORAL	CHRONIC	0.2 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		INHALATION	ACUTE	0.05 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.05 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	CHRONIC	0.005 PPM	100	NEUROLOGICAL
CADMIUM	007440-43-9	ORAL	INTERMEDIATE	0.005 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	ACUTE	0.003 MG/KG/DAY	1000	NEUROLOGICAL
		ORAL	CHRONIC	0.0002 MG/M*3	10	GASTROINTESTINAL
CARBON DISULFIDE	000075-15-0	ORAL	CHRONIC	0.0007 MG/KG/DAY	10	RENAL
		INHALATION	ACUTE	0.3 PPM	10	RENAL
CARBON TETRACHLORIDE	000056-23-5	ORAL	ACUTE	0.01 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	ACUTE	0.2 PPM	100	HEPATIC
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.05 PPM	100	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.02 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.007 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.007 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		INHALATION	CHRONIC	0.0002 MG/M*3	1000	HEPATIC
CHLORDANE, TECHNICAL	012789-03-6	ORAL	ACUTE	0.0002 MG/M*3	1000	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.001 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
		ORAL	CHRONIC	0.0006 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.4 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.04 MG/KG/DAY	1000	RENAL
		ORAL	CHRONIC	0.03 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
CHLOROBENZENE	000108-90-7	INHALATION	ACUTE	1300 PPM	10	NEUROLOGICAL
CHLORODIBROMOMETHANE	000124-48-1	INHALATION	INTERMEDIATE	0.009 PPM	1000	Body Weight
		INHALATION	ACUTE	0.2 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
CHLOROETHANE	000075-00-3	ORAL	ACUTE	0.1 MG/KG/DAY	100	RENAL
		ORAL	INTERMEDIATE	0.01 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
CHLOROFORM	000067-66-3	ORAL	CHRONIC	0.5 PPM	1000	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.4 PPM	1000	NEUROLOGICAL
CHLOROMETHANE	000074-87-3	INHALATION	INTERMEDIATE	0.4 PPM	100	Body Weight
		INHALATION	CHRONIC	0.4 PPM	100	Body Weight

*** ATSDR HazDat 1.5 ***
** NREL LISTING BY NAME **

SUBSTANCE NAME	CAS NUMBER	ROUTE	DURATION	VALUE	UF	ORGAN
CHROMIUM, HEXAVALENT	018540-29-9	INHALATION	INTERMEDIATE	0.00002 MG/M**3	10	RESPIRATORY
COBALT	007440-48-4	INHALATION	CHRONIC	0.00002 MG/M**3	10	RESPIRATORY
CRESOL, META-	000108-39-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.00003 MG/M**3	1000	RESPIRATORY
CRESOL, ORTHO-	000095-48-7	ORAL	ACUTE	0.05 MG/KG/DAY	100	RESPIRATORY
CRESOL, PARA-	000106-44-5	ORAL	ACUTE	0.05 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
CYCLOTRAMETHYLENE TETRAMINE	002691-41-0	ORAL	ACUTE	0.1 MG/KG/DAY	1000	NEUROLOGICAL
CYCLOTRIMETHYLENETRINITRAMINE (RDX)	000121-82-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.05 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
DDT, P,P'	000050-29-3	ORAL	ACUTE	0.002 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
D1(2-ETHYLHEXYL) PHTHALATE	000117-81-7	ORAL	INTERMEDIATE	0.0005 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
DI-N-BUTYL PHTHALATE	000084-74-2	ORAL	ACUTE	1 MG/KG/DAY	100	REPRODUCTIVE
DI-N-OCTYL PHTHALATE	000117-84-0	ORAL	INTERMEDIATE	0.4 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
DIAZINON	000333-41-5	ORAL	INTERMEDIATE	0.6 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
DIELDRIN	000060-57-1	ORAL	ACUTE	2.0 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
DISULFOTON	000298-04-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.0002 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
ENDOSULFAN	000115-29-7	ORAL	CHRONIC	0.00007 MG/KG/DAY	1000	IMMUNOLOGICAL
ENDRIN	000072-20-8	ORAL	ACUTE	0.001 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
ETHYL BENZENE	000100-41-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.00005 MG/KG/DAY	1000	NEUROLOGICAL
ETHYLENE GLYCOL	000107-21-1	ORAL	INTERMEDIATE	0.0005 MG/KG/DAY	1000	NEUROLOGICAL
ETHYLENE OXIDE	000075-21-8	ORAL	CHRONIC	0.002 MG/KG/DAY	100	IMMUNOLOGICAL
HEXACHLOROBENZENE	000118-74-1	ORAL	INTERMEDIATE	0.002 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
HEXACHLOROBUTADIENE	000087-68-3	ORAL	INTERMEDIATE	0.0003 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
HEXACHLOROCYCLOHEXANE, BETA-	000319-85-7	ORAL	ACUTE	0.3 PPM	100	NEUROLOGICAL
HEXACHLOROCYCLOHEXANE, GAMMA-	000058-85-9	ORAL	INTERMEDIATE	2 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
HEXACHLOROETHANE	000067-72-1	ORAL	ACUTE	0.09 PPM	100	RENAL
HYDRAZINE	000302-01-2	ORAL	INTERMEDIATE	0.008 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
ISOPHORONE	000078-59-1	ORAL	INTERMEDIATE	0.0003 MG/KG/DAY	1000	REPRODUCTIVE
KEPONE	000143-50-0	ORAL	CHRONIC	0.00002 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
M-XYLENE	000108-38-3	ORAL	INTERMEDIATE	0.0002 MG/KG/DAY	1000	RENAL
MANGANESE	007439-96-5	ORAL	ACUTE	0.0003 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
MERCURY, INORGANIC	MIS000-HG-1	ORAL	INTERMEDIATE	3 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
MERCURY, METALLIC	007439-97-6	ORAL	CHRONIC	0.2 MG/KG/DAY	1000	OTHER
MERCURY, ORGANIC	MIS000-HG-0	ORAL	INTERMEDIATE	0.00005 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
METHOXYCHLOR	000072-43-5	ORAL	ACUTE	0.3 PPM	1000	HEPATIC
METHYL PARATHION	000298-00-0	ORAL	INTERMEDIATE	0.6 MG/KG/DAY	1000	RESPIRATORY
			CHRONIC	0.0003 MG/M**3	1000	HEPATIC
			ACUTE	0.007 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
			INTERMEDIATE	0.002 MG/KG/DAY	1000	RENAL
			ACUTE	0.00002 MG/M**3	1000	RENAL
			CHRONIC	0.00014 MG/M**3	100	DEVELOPMENTAL
			ACUTE	0.0012 MG/KG/DAY	10	NEUROLOGICAL
			INTERMEDIATE	0.00012 MG/KG/DAY	10	DEVELOPMENTAL
			ACUTE	0.02 MG/KG/DAY	1000	REPRODUCTIVE
			INTERMEDIATE	0.02 MG/KG/DAY	1000	REPRODUCTIVE
			CHRONIC	0.0003 MG/KG/DAY	1000	NEUROLOGICAL

Jun 29 95
02:49 PM

*** ATSDR HazDat 1.5 ***
** MRL LISTING BY NAME **

MIR0P487
PAGE 3

SUBSTANCE NAME	CAS NUMBER	ROUTE	DURATION	VALUE	UF	ORGAN
METHYL-T-BUTYL ETHER	001634-04-4	INHALATION	ACUTE	2 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.7 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	CHRONIC	0.7 PPM	100	RENAL
METHYLENE CHLORIDE	000075-09-2	ORAL	ACUTE	0.4 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
		ORAL	INTERMEDIATE	0.3 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		INHALATION	ACUTE	0.4 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.03 PPM	1000	HEPATIC
METHYLMERCURIC CHLORIDE	000115-09-3	ORAL	CHRONIC	0.06 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.00012 MG/KG/DAY	10	DEVELOPMENTAL
MIREX	002385-85-5	ORAL	INTERMEDIATE	0.00012 MG/KG/DAY	10	DEVELOPMENTAL
4-NITROSDI-N-PROPYLAMINE	000621-64-7	ORAL	CHRONIC	0.0008 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
NAPHTHALENE	000091-20-3	ORAL	ACUTE	0.095 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
NICKEL	007440-02-0	INHALATION	CHRONIC	0.002 PPM	1000	RESPIRATORY
O-XYLENE	000095-47-6	INHALATION	INTERMEDIATE	0.00009 MG/M**3	1000	RESPIRATORY
P-XYLENE	000106-42-3	INHALATION	ACUTE	0.4 PPM	100	DEVELOPMENTAL
PENTACHLOROPHENOL	000087-86-5	ORAL	ACUTE	0.04 PPM	1000	DEVELOPMENTAL
		ORAL	ACUTE	1.0 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
PHENOL	000108-95-2	ORAL	INTERMEDIATE	0.005 MG/KG/DAY	1000	DEVELOPMENTAL
POLYBROMINATED BIPHENYLS (N.O.S.)	HZ0700-70-T	ORAL	ACUTE	0.001 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
POLYCHLORINATED BIPHENYLS	001316-36-3	ORAL	ACUTE	0.6 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
PROPYLENE GLYCOL DINITRATE	008423-43-4	ORAL	ACUTE	0.01 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
		ORAL	CHRONIC	0.00002 MG/KG/DAY	100	DEVELOPMENTAL
SELENIUM	007782-49-2	INHALATION	ACUTE	0.0002 PPM	100	IMMUNOLOGICAL
SODIUM FLUORIDE	007681-49-4	INHALATION	INTERMEDIATE	0.00004 PPM	1000	NEUROLOGICAL
STODDARD SOLVENT	008052-41-3	ORAL	CHRONIC	0.002 MG/KG/DAY	1000	HEMATOLOGICAL
STYRENE	000100-42-5	INHALATION	ACUTE	0.05 MG/KG/DAY	10	DERMAL
		INHALATION	CHRONIC	1.4 MG/M**3	10	MUSCULOSKELETAL
TETRACHLOROETHYLENE	000127-18-4	ORAL	ACUTE	0.06 PPM	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.2 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
		INHALATION	ACUTE	0.6 PPM	10	NEUROLOGICAL
TITANIUM TETRACHLORIDE	007550-45-0	ORAL	INTERMEDIATE	0.009 PPM	1000	HEPATIC
TOLUENE	000108-88-3	INHALATION	INTERMEDIATE	0.1 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
		INHALATION	CHRONIC	0.001 MG/M**3	10	RESPIRATORY
		INHALATION	ACUTE	3 PPM	10	NEUROLOGICAL
		INHALATION	CHRONIC	1.0 PPM	10	NEUROLOGICAL
TOTAL XYLENES	001330-20-7	ORAL	ACUTE	0.8 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.02 MG/KG/DAY	1000	NEUROLOGICAL
TOXAPENE	008001-35-2	ORAL	ACUTE	0.05 PPM	1000	DEVELOPMENTAL
TRICHLOROETHYLENE	000079-01-6	ORAL	INTERMEDIATE	0.005 MG/KG/DAY	1000	RENAL
		ORAL	ACUTE	0.001 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
VANADIUM	007440-62-2	INHALATION	INTERMEDIATE	2 PPM	100	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.0002 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
VINYL ACETATE	000108-05-4	INHALATION	INTERMEDIATE	0.0002 MG/M**3	100	RESPIRATORY
VINYL CHLORIDE	000075-01-4	INHALATION	INTERMEDIATE	0.003 MG/KG/DAY	1000	RESPIRATORY
ZINC	007440-66-6	ORAL	CHRONIC	0.002 PPM	1000	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.00002 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
1,1-DICHLOROETHENE	000075-35-4	ORAL	CHRONIC	0.3 MG/KG/DAY	1	HEMATOLOGICAL
1,1-DIMETHYLHYDRAZINE	000057-14-7	ORAL	CHRONIC	0.02 PPM	100	HEMATOLOGICAL
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.009 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC

Jun 29 .95
02:49 PM

*** ATSDR HazDat 1.5 ***
** MRL LISTING BY NAME **

MIROP487
PAGE 4

SUBSTANCE NAME	CAS NUMBER	ROUTE	DURATION	VALUE	UF	ORGAN
1,1-DIMETHYLHYDRAZINE	000057-14-7	INHALATION	CHRONIC	0.00009 PPM	1000	HEPATIC
1,1,1-TRICHLOROETHANE	000071-55-6	INHALATION	ACUTE	2 PPM	100	NEUROLOGICAL
1,1,2-TRICHLOROETHANE	000079-00-5	ORAL	INTERMEDIATE	0.7 PPM	100	NEUROLOGICAL
1,1,2,2-TETRACHLOROETHANE	000079-34-5	ORAL	ACUTE	0.3 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
		ORAL	INTERMEDIATE	0.04 MG/KG/DAY	10	HEPATIC
		INHALATION	ACUTE	1.0 PPM	100	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.4 PPM	100	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.3 MG/KG/DAY	100	Body Weight
		ORAL	INTERMEDIATE	0.3 MG/KG/DAY	100	Body Weight
1,2-DIBROMO-3-CHLOROPROPANE	000096-12-8	ORAL	CHRONIC	0.3 MG/KG/DAY	100	REPRODUCTIVE
1,2-DICHLOROETHANE	000107-06-2	ORAL	INTERMEDIATE	0.0002 PPM	1000	REPRODUCTIVE
		INHALATION	ACUTE	0.002 MG/KG/DAY	10	IMMUNOLOGICAL
		INHALATION	CHRONIC	0.2 PPM	100	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.2 MG/KG/DAY	100	RENAL
1,2-DICHLOROETHENE, CIS-	000156-59-2	ORAL	ACUTE	1 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
1,2-DICHLOROETHENE, TRANS-	000156-60-5	ORAL	INTERMEDIATE	0.3 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
		INHALATION	ACUTE	0.2 PPM	1000	HEPATIC
		INHALATION	INTERMEDIATE	0.2 PPM	1000	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.2 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
1,2-DICHLOROPROPANE	000078-87-5	INHALATION	INTERMEDIATE	0.05 PPM	1000	RESPIRATORY
		INHALATION	ACUTE	0.007 PPM	1000	RESPIRATORY
		ORAL	INTERMEDIATE	0.1 MG/KG/DAY	1000	HEMATOLOGICAL
		ORAL	ACUTE	0.07 MG/KG/DAY	1000	HEMATOLOGICAL
1,2-DIMETHYLHYDRAZINE	000540-73-8	ORAL	INTERMEDIATE	0.09 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
1,2,3-TRICHLOROPROPANE	000096-18-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.0008 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
		INHALATION	ACUTE	0.0003 PPM	100	RESPIRATORY
		ORAL	INTERMEDIATE	0.06 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
1,3-DICHLOROPROPENE	000542-75-6	INHALATION	INTERMEDIATE	0.003 PPM	100	RESPIRATORY
1,3-DINITROBENZENE	000099-65-0	INHALATION	INTERMEDIATE	0.002 PPM	100	RESPIRATORY
1,4-DICHLOROBENZENE	000106-46-7	ORAL	CHRONIC	0.001 MG/KG/DAY	1000	OTHER
2,3,4,7,8-PENTACHLORODIBENZOFURAN	057117-31-4	ORAL	INTERMEDIATE	0.1 MG/KG/DAY	100	HEPATIC
2,3,7,8-TETRACHLORODIBENZO-P-DIOXIN	001746-01-6	ORAL	ACUTE	0.000001 MG/KG/DAY	1000	IMMUNOLOGICAL
		ORAL	INTERMEDIATE	0.0000003 MG/KG/D	1000	HEPATIC
		ORAL	ACUTE	0.0000001 MG/KG/DA	1000	HEPATIC
		ORAL	INTERMEDIATE	0.00000001 MG/KG/	1000	REPRODUCTIVE
		ORAL	CHRONIC	0.00000001 MG/KG/	1000	HEMATOLOGICAL
2,4-DINITROTOLUENE	000121-14-2	ORAL	ACUTE	0.06 MG/KG/DAY	1000	REPRODUCTIVE
		ORAL	INTERMEDIATE	0.05 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
		ORAL	CHRONIC	0.002 MG/KG/DAY	100	HEMATOLOGICAL
2,4,6-TRICHLOROPHENOL	000088-06-2	ORAL	INTERMEDIATE	0.04 MG/KG/DAY	100	REPRODUCTIVE
2,4,6-TRINITROTOLUENE	000118-96-7	ORAL	INTERMEDIATE	0.0005 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
2,6-DINITROTOLUENE	000606-20-2	ORAL	INTERMEDIATE	0.04 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
4,4'-METHYLENEBIS(2-CHLOROANILINE)	000101-14-4	ORAL	CHRONIC	0.003 MG/KG/DAY	1000	HEPATIC
4,6-DINITRO-O-CRESOL	000534-52-1	ORAL	ACUTE	0.004 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL
		ORAL	INTERMEDIATE	0.004 MG/KG/DAY	100	NEUROLOGICAL

TOTAL NUMBER OF MRLS 209
***** END OF REPORT *****

Reference Doses

EPA (USA)

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
83-32-9	Acenaphthene	6E-2
30560-19-1	Acephate	4E-3
34256-82-1	Acetochlor	2E-2
67-64-1	Acetone	1E-1
75-05-8	Acetonitrile	6E-3
98-86-2	Acetophenone	1E-1
62476-59-9	Acifluorfen, sodium	3E-2
79-06-1	Acrylamide	2E-4
79-10-7	Acrylic acid	5E-1
15972-60-8	Alachlor	1E-2
1596-84-5	Alar	5E-1
116-06-3	Aldicarb	1E-3
1646-88-4	Aldicarb sulfone	1E-3
309-00-2	Aldrin	3E-5
74223-64-6	Allyl	5E-1
107-18-6	Allyl alcohol	5E-3
20859-73-8	Aluminum phosphide	4E-4
67485-29-4	Amdro	3E-4
834-12-8	Ametryn	9E-3
33089-61-1	Amitraz	5E-3
7773-06-0	Ammonium sulfamate	2E-1
120-12-7	Anthracene	3E-1
7440-36-0	Antimony	4E-4
74115-24-5	Apollo	3E-2
12674-11-2	Aroclor 1016	7E-5
11097-69-1	Aroclor 1254	2E-5
7440-38-2	Arsenic, inorganic	3E-4
76578-14-8	Assure	9E-3
3337-71-1	Asulam	5E-2
1912-24-9	Atrazine	5E-2
65195-55-3	Avermectin B1	4E-4
7440-39-3	Barium	7E-2
114-26-1	Baygon	4E-3
43121-43-3	Bayleton	3E-2
68359-37-5	Baythroid	5E-2
1861-40-1	Benefin	3E-1
17804-35-2	Benomyl	5E-2
25057-89-0	Bentazon	5E-3
100-52-7	Benzaldehyde	1E-1
92-87-5	Benzidine	3E-3
65-85-0	Benzoic acid	4E+0
7440-41-7	Beryllium	5E-3
91-58-7	beta-Chloronaphthalene	8E-2
141-66-2	Bidrin	1E-4
82657-04-3	Biphenthrin	5E-2
92-52-4	1,1-Biphenyl	5E-2
39638-32-9	Bis(2-chloroisopropyl) ether	4E-2
80-05-7	Bisphenol A.	5E-2

Reference Doses

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
7440-42-8	Boron (Boron and Borates only)	9E-2
75-27-4	Bromodichloromethane	2E-2
75-25-2	Bromoform	2E-2
74-83-9	Bromomethane	4E-3
1689-84-5	Bromoxynil	2E-2
1689-99-2	Bromoxynil octanoate	2E-2
71-36-3	n-Butanol	1E-1
85-68-7	Butyl benzyl phthalate	2E-1
2008-41-5	Butylate	5E-2
85-70-1	Butylphthalyl butylglycolate (BPBG)	1E+0
7440-43-9	Cadmium	5E-4
592-01-8	Calcium cyanide	4E-2
105-60-2	Caprolactam	5E-1
2425-06-1	Captafol	2E-3
133-06-2	Captan	3E-1
63-25-2	Carbaryl	1E-1
1563-66-2	Carbofuran	5E-3
75-15-0	Carbon disulfide	1E-1
56-23-5	Carbon tetrachloride	7E-4
55285-14-8	Carbosulfan	1E-2
5234-68-4	Carboxin	1E-1
75-87-6	Chloral	2E-3
133-90-4	Chloramben	5E-2
57-74-9	Chlordane	6E-5
90982-32-4	Chlorimuron-ethyl	2E-2
7782-50-5	Chlorine	1E-1
506-77-4	Chlorine cyanide	5E-2
106-47-8	p-Chloroaniline	4E-3
108-90-7	Chlorobenzene	2E-2
510-15-6	Chlorobenzilate	2E-2
67-66-3	Chloroform	1E-2
95-57-8	2-Chlorophenol	5E-3
1897-45-6	Chlorothalonil	5E-2
95-49-8	o-Chlorotoluene	2E-2
101-21-3	Chlorpropham	2E-1
2921-88-2	Chlorpyrifos	3E-3
64902-72-3	Chlorsulfuron	5E-2
16065-83-1	Chromium(III), insoluble salts	1E+0
18540-29-9	Chromium(VI)	5E-3
544-92-3	Copper cyanide	5E-3
98-82-8	Cumene	4E-2
57-12-5	Cyanide, free	2E-2
460-19-5	Cyanogen	4E-2
506-68-3	Cyanogen bromide	9E-2
108-94-1	Cyclohexanone	5E+0
108-91-8	Cyclohexylamine	2E-1
68085-85-8	Cyhalothrin/Karate	5E-3
52315-07-8	Cypermethrin	1E-2

Reference Doses

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
66215-27-8	Cyromazine	5E-3
1861-32-1	Dacthal	1E-2
75-99-0	Dalapon, sodium salt	3E-2
39515-41-8	Danitol	5E-2
1163-19-5	Decabromodiphenyl ether (DBDPE)	1E-2
8065-48-3	Demeton	4E-5
103-23-1	Di(2-ethylhexyl)adipate	6E-1
117-81-7	Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	2E-2
106-37-6	1,4-Dibromobenzene	1E-2
124-48-1	Dibromochloromethane	2E-2
84-74-2	Dibutyl phthalate	1E-1
1918-00-9	Dicamba	3E-2
95-50-1	1,2-Dichlorobenzene	9E-2
75-71-8	Dichlorodifluoromethane	2E-1
50-29-3	p,p'-Dichlorodiphenyltrichloroethan	5E-4
75-35-4	1,1-Dichloroethylene	9E-3
156-60-5	trans-1,2-Dichloroethylene	2E-2
75-09-2	Dichloromethane	6E-2
120-83-2	2,4-Dichlorophenol	3E-3
94-82-6	4-(2,4-Dichlorophenoxy)butyric acid	8E-3
94-75-7	2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,	1E-2
616-23-9	2,3-Dichloropropanol	3E-3
542-75-6	1,3-Dichloropropene	3E-4
62-73-7	Dichlorvos	5E-4
60-57-1	Diieldrin	5E-5
84-66-2	Diethyl phthalate	8E-1
43222-48-6	Difenzoquat	8E-2
35367-38-5	Diiflubenzuron	2E-2
1445-75-6	Diisopropyl methylphosphonate (DIM	8E-2
55290-64-7	Dimethipin	2E-2
60-51-5	Dimethoate	2E-4
120-61-6	Dimethyl terephthalate (DMT)	1E-1
121-69-7	N-N-Dimethylaniline	2E-3
105-67-9	2,4-Dimethylphenol	2E-2
576-26-1	2,6-Dimethylphenol	6E-4
95-65-8	3,4-Dimethylphenol	1E-3
131-89-5	4,6-Dinitro-o-cyclohexyl phenol	2E-3
99-65-0	m-Dinitrobenzene	1E-4
51-28-5	2,4-Dinitrophenol	2E-3
121-14-2	2,4-Dinitrotoluene	2E-3
88-85-7	Dinoseb	1E-3
957-51-7	Diphenamid	3E-2
122-39-4	Diphenylamine	5E-2
85-00-7	Diquat	2E-3
298-04-4	Disulfoton	4E-5
505-29-3	1,4-Dithiane	1E-2
330-54-1	Diuron	2E-3
2439-10-3	Dodine	4E-3

Reference Doses

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
115-29-7	Endosulfan	6E-3
145-73-3	Endothall	2E-2
72-20-8	Endrin	3E-4
16672-87-0	Ethephon	5E-3
563-12-2	Ethion	5E-4
141-78-6	Ethyl acetate	9E-1
759-94-4	S-Ethyl dipropylthiocarbamate (EPT)	5E-2
60-29-7	Ethyl ether	2E-1
2104-64-5	Ethyl p-nitrophenyl phenylphosphoro	1E-5
100-41-4	Ethylbenzene	1E-1
107-21-1	Ethylene glycol	2E+0
96-45-7	Ethylene thiourea (ETU)	8E-5
84-72-0	Ethylphthalyl ethylglycolate (EPEG)	3E+0
101200-48-0	Express	8E-3
22224-92-6	Fenamiphos	5E-4
2164-17-2	Fluometuron	3E-2
206-44-0	Fluoranthene	4E-2
86-73-7	Fluorene	4E-2
7782-41-4	Fluorine (soluble fluoride)	6E-2
59756-60-4	Fluridone	8E-2
56425-91-3	Flurprimidol	2E-2
66332-96-5	Flutolanil	6E-2
69409-94-5	Fluvalinate	1E-2
133-07-3	Folpet	1E-1
944-22-9	Fonofos	2E-3
50-00-0	Formaldehyde	2E-1
39148-24-8	Fosetyl-al	3E+0
110-00-9	Furan	1E-3
98-01-1	Furfural	3E-3
77182-82-2	Glufosinate-ammonium	4E-4
765-34-4	Glycidaldehyde	4E-4
1071-83-6	Glyphosate	1E-1
69806-40-2	Haloxypop-methyl	5E-5
79277-27-3	Harmony	3E-2
76-44-8	Heptachlor	5E-4
1024-57-3	Heptachlor epoxide	3E-5
87-82-1	Hexabromobenzene	2E-3
118-74-1	Hexachlorobenzene	8E-4
58-89-9	gamma-Hexachlorocyclohexane (gamma)	3E-4
77-47-4	Hexachlorocyclopentadiene (HCCPD)	7E-3
67-72-1	Hexachloroethane	1E-3
70-30-4	Hexachlorophene	3E-4
121-82-4	Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-tria	3E-3
51235-04-2	Hexazinone	3E-2
74-90-8	Hydrogen cyanide	2E-2
7783-06-4	Hydrogen sulfide	3E-3
35554-44-0	Imazalil	3E-2
81335-37-7	Imazaquin	5E-1

Reference Doses

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
36734-19-7	Iprodione	4E-2
78-83-1	Isobutyl alcohol	3E-1
78-59-1	Isophorone	2E-1
33820-53-0	Isopropalin	5E-2
1832-54-8	Isopropyl methyl phosphonic acid (1E-1
82558-50-7	Isoxaben	5E-2
77501-63-4	Lactofen	2E-3
330-55-2	Linuron	2E-3
83055-99-6	Londax	2E-1
121-75-5	Malathion	2E-2
108-31-6	Maleic anhydride	1E-1
123-33-1	Maleic hydrazide	5E-1
12427-38-2	Maneb	5E-3
7439-96-5	Manganese	5E-3
24307-26-4	Mepiquat chloride	3E-2
7487-94-7	Mercuric chloride (HgCl ₂)	3E-4
150-50-5	Merphos	3E-5
78-48-8	Merphos oxide	3E-5
57837-19-1	Metalaxyl	6E-2
126-98-7	Methacrylonitrile	1E-4
10265-92-6	Methamidophos	5E-5
67-56-1	Methanol	5E-1
950-37-8	Methidathion	1E-3
16752-77-5	Methomyl	5E-2
72-43-5	Methoxychlor	5E-3
78-93-3	Methyl ethyl ketone (MEK)	6E-1
298-00-0	Methyl parathion	5E-4
94-81-5	4-(2-Methyl-4-chlorophenoxy) butyri	1E-2
93-65-2	2-(2-Methyl-4-chlorophenoxy)propion	1E-3
94-74-6	2-Methyl-4-chlorophenoxyacetic acid	5E-4
22967-92-6	Methylmercury (MeHg)	1E-4
95-48-7	2-Methylphenol	5E-2
108-39-4	3-Methylphenol	5E-2
51218-45-2	Metolachlor	5E-1
21087-64-9	Metribuzin	5E-2
2385-85-5	Mirex	2E-4
2212-67-1	Molinate	2E-3
7439-98-7	Molybdenum	5E-3
10599-90-3	Monochloramine	1E-1
300-76-5	Naled	2E-3
15299-99-7	Napropamide	1E-1
Various	Nickel, soluble salts	2E-2
14797-55-8	Nitrate	6E+0
14797-65-0	Nitrite	1E-1
98-95-3	Nitrobenzene	5E-4
556-88-7	Nitroguanidine	1E-1
27314-13-2	Norflurazon	4E-2
85509-19-9	NuStar	7E-4

Reference Doses

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
32536-52-0	Octabromodiphenyl ether	3E-3
2691-41-0	Octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,	5E-2
19044-88-3	Oryzalin	5E-2
19666-30-9	Oxadiazon	5E-3
23135-22-0	Oxamyl	5E-2
42874-03-3	Oxyfluorfen	3E-3
76738-62-0	Paclobutrazol	3E-2
1910-42-5	Paraquat	5E-3
40487-42-1	Pendimethalin	4E-2
32534-81-9	Pentabromodiphenyl ether	2E-3
608-93-5	Pentachlorobenzene	8E-4
82-68-8	Pentachloronitrobenzene (PCNB)	3E-3
87-86-5	Pentachlorophenol	3E-2
52645-53-1	Permethrin	5E-2
13684-63-4	Phenmedipham	5E-1
108-95-2	Phenol	6E-1
108-45-2	m-Phenylenediamine	6E-3
62-38-4	Phenylmercuric acetate	8E-5
732-11-6	Phosmet	2E-2
7803-51-2	Phosphine	3E-4
85-44-9	Phthalic anhydride	2E+0
1918-02-1	Picloram	7E-2
29232-93-7	Pirimiphos-methyl	1E-2
151-50-8	Potassium cyanide	5E-2
506-61-6	Potassium silver cyanide	2E-1
67747-09-5	Prochloraz	9E-3
1610-18-0	Prometon	5E-2
7287-19-6	Prometryn	4E-3
23950-58-5	Pronamide	5E-2
1918-16-7	Propachlor	3E-2
709-98-8	Propanil	5E-3
2312-35-8	Propargite	2E-2
107-19-7	Propargyl alcohol	2E-3
139-40-2	Propazine	2E-2
122-42-9	Propham	2E-2
60207-90-1	Propiconazole	3E-2
81335-77-5	Pursuit	5E-1
51630-58-1	Pydrin	5E-2
129-00-0	Pyrene	3E-2
110-86-1	Pyridine	1E-3
13593-03-8	Quinalphos	5E-4
10453-86-8	Resmethrin	3E-2
83-79-4	Rotenone	4E-3
78587-05-0	Savey	5E-2
7783-00-8	Selenious acid	5E-3
7782-49-2	Selenium and Compounds	5E-3
74051-80-2	Sethoxydim	9E-2
7440-22-4	Silver	5E-3

Reference Doses

CAS Number	Name	RfD mg/kg/d
506-64-9	Silver cyanide	1E-1
122-34-9	Simazine	5E-3
26628-22-8	Sodium azide	4E-3
143-33-9	Sodium cyanide	4E-2
148-18-5	Sodium diethyldithiocarbamate	3E-2
62-74-8	Sodium fluoroacetate	2E-5
7440-24-6	Strontium	6E-1
57-24-9	Strychnine	3E-4
100-42-5	Styrene	2E-1
88671-89-0	Systhane	5E-2
34014-18-1	Tebuthiuron	7E-2
5902-51-2	Terbacil	3E-2
886-50-0	Terbutryn	1E-3
95-94-3	1,2,4,5-Tetrachlorobenzene	3E-4
630-20-6	1,1,1,2-Tetrachloroethane	3E-2
127-18-4	Tetrachloroethylene	1E-2
58-90-2	2,3,4,6-Tetrachlorophenol	3E-2
961-11-5	Tetrachlorovinphos	3E-2
78-00-2	Tetraethyl lead	1E-7
3689-24-5	Tetraethyldithiopyrophosphate	5E-4
563-68-8	Thallium acetate	9E-5
6533-73-9	Thallium carbonate	8E-5
7791-12-0	Thallium chloride	8E-5
10102-45-1	Thallium nitrate	9E-5
7446-18-6	Thallium(I) sulfate	8E-5
28249-77-6	Thiobencarb	1E-2
23564-05-8	Thiophanate-methyl	8E-2
137-26-8	Thiram	5E-3
108-88-3	Toluene	2E-1
66841-25-6	Tralomethrin	5E-3
2303-17-5	Triallate	3E-2
82097-50-5	Triasulfuron	1E-2
615-54-3	1,2,4-Tribromobenzene	5E-3
56-35-9	Tributyltin oxide (TBTO)	3E-5
76-13-1	1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroetha	3E+1
120-82-1	1,2,4-Trichlorobenzene	1E-2
79-00-5	1,1,2-Trichloroethane	4E-3
75-69-4	Trichlorofluoromethane	3E-1
95-95-4	2,4,5-Trichlorophenol	1E-1
93-72-1	2 (2,4,5-Trichlorophenoxy) propioni	8E-3
93-76-5	2,4,5-Trichlorophenoxyacetic acid	1E-2
598-77-6	1,1,2-Trichloropropane	5E-3
96-18-4	1,2,3-Trichloropropane	6E-3
58138-08-2	Tridiphane	3E-3
1582-09-8	Trifluralin	5E-3
99-35-4	1,3,5-Trinitrobenzene	5E-5
118-96-7	2,4,6-Trinitrotoluene (TNT)	5E-4
	Uranium, soluble salts	3E-3

Reference Concentrations

CAS Number	Name	RfC mg/m3
75-07-0	Acetaldehyde	9E-3
107-02-8	Acrolein	2E-5
79-10-7	Acrylic acid	1E-3
107-13-1	Acrylonitrile	2E-3
107-05-1	Allyl chloride	1E-3
7664-41-7	Ammonia	1E-1
62-53-3	Aniline	1E-3
7784-42-1	Arsine	5E-5
74-83-9	Bromomethane	5E-3
75-15-0	Carbon disulfide	7E-1
10049-04-4	Chlorine dioxide	2E-4
75-68-3	1-Chloro-1,1-difluoroethane	5E+1
532-27-4	2-Chloroacetophenone	3E-5
75-45-6	Chlorodifluoromethane	5E+1
96-12-8	1,2-Dibromo-3-chloropropane (DBCP)	2E-4
106-46-7	1,4-Dichlorobenzene	8E-1
78-87-5	1,2-Dichloropropane	4E-3
542-75-6	1,3-Dichloropropene	2E-2
62-73-7	Dichlorvos	5E-4
Not found	Diesel engine emissions	5E-3
75-37-6	1,1-Difluoroethane	4E+1
68-12-2	N,N-Dimethylformamide	3E-2
106-89-8	Epichlorohydrin	1E-3
106-88-7	1,2-Epoxybutane (EBU)	2E-2
110-80-5	2-Ethoxyethanol	2E-1
75-00-3	Ethyl chloride	1E+1
100-41-4	Ethylbenzene	1E+0
822-06-0	1,6-Hexamethylene diisocyanate	1E-5
110-54-3	n-Hexane	2E-1
7647-01-0	Hydrogen chloride	2E-2
74-90-8	Hydrogen cyanide	3E-3
7783-06-4	Hydrogen sulfide	1E-3
7439-96-5	Manganese	5E-5
7439-97-6	Mercury, elemental	3E-4
109-86-4	2-Methoxyethanol	2E-2
78-93-3	Methyl ethyl ketone (MEK)	1E+0
1634-04-4	Methyl tert-butyl ether	3E+0
101-68-8	Methylene diphenyl isocyanate (MDI)	2E-5
79-46-9	2-Nitropropane	2E-2
7803-51-2	Phosphine	3E-4
7664-38-2	Phosphoric acid	1E-2
107-98-2	Propylene glycol monomethyl ether	2E+0
75-56-9	Propylene oxide	3E-2
100-42-5	Styrene	1E+0
811-97-2	1,1,1,2-Tetrafluoroethane	8E+1

Reference Concentrations

CAS Number	Name	RfC mg/m3
108-88-3	Toluene	4E-1
121-44-8	Triethylamine	7E-3
108-05-4	Vinyl acetate	2E-1
593-60-2	Vinyl bromide	3E-3

ANNEXE

A PROPOSAL FOR THE CLASSIFICATION OF TOXIC SUBSTANCES
WITHIN THE FRAMEWORK OF
LIFE CYCLE ASSESSMENT OF PRODUCTS

Jeroen Guinée* & Reinout Heijungs

Centre of Environmental Science, Leiden University

P.O. Box 9518, 2300 RA Leiden, The Netherlands

(Received in Germany 30 November 1992; accepted 5 February 1993)

ABSTRACT

Quantitative life cycle assessment (LCA) is a method allocating the environmental impacts of the whole life cycle of a product to the functioning of that product. The scientific basis of the method is still being elaborated. In this paper a proposal is made to improve the scientific basis of one specific step of the method: the aggregation of potentially toxic emissions of substances in one score for human toxicity and two scores for ecotoxicity. The aggregation is based on multimedia environmental models of Mackay simulating the behaviour of substances in the environment, and on toxicity data such as *acceptable resp. tolerable daily intake* (ADI resp. TDI) and *no observed effect concentration* (NOEC) per substance. It is proposed to apply models describing the environmental fate of toxic substances in LCAs of products. In addition, it is proposed to adopt the concept of a reference substance, as used in the ozone depletion potential (ODP) and the global warming potential (GWP), to assess and aggregate emissions of potentially toxic substances.

INTRODUCTION

The principle of life cycle assessment, abbreviated LCA, as a tool for product oriented environmental management, has become widely accepted, both in Europe [1] and in the USA [2]. An LCA is an analyzing tool for the assessment of the environmental impact of the functioning of a product. That the functioning of a product does not only include the usage of the product, but also the production, transportation, maintenance and waste handling, is reflected in the term life cycle. Among possible applications are the comparison of product alternatives and the (re)design of products in an environmentally optimal way.

Life cycle assessment is a rapidly developing area of applied environmental science. One of the recent activities in the field of LCA is the development of a methodological framework. Within this framework five components may be distinguished: goal definition, inventory, classification, valuation and improvement analysis [3, 4, 5].

In the *goal definition*, the subject of study is determined. This includes a description of the amount of function investigated, the so-called *functional unit*. An example of a functional unit is "packaging of one sandwich". Using this functional unit, packaging systems of different materials (polyethylene, aluminium, paper, etc.) can be compared.

The next component of an LCA is the *inventory*. Within the inventory, the life cycle of each of the products considered is defined by assembling data of the processes which constitute the life cycle. Examples of processes considered are

production of materials and components, transport, use and maintenance of products, and waste handling and recycling. Process data consist of economical data (use and production of materials, products and services) and of environmental data (extractions of resources and emissions of substances). The result of the inventory is a list of inputs from and outputs to the environment in terms of extractions and emissions caused by a functional unit of the product studied.

In the *classification*, scientific knowledge of environmental processes is used to estimate the contribution of all extractions and emissions to a limited number of generally recognized environmental problems. For emissions of substances, this is achieved by multiplying emissions by a classification factor, which is defined per type of problem and per mass unit of a substance emitted. The aim of the classification factor is to provide a scientific basis for the comparison of products on *potential* environmental effects. It is not an indicator of the *actual* effects. Classification and valuation are sometimes treated as a unitary component under the heading impact analysis [6].

In practice one product alternative will seldom be preferred to another one in all environmental aspects. Thence the need for a *valuation*, in which the relative importance of each of the environmental problems is assessed. The valuation facilitates a decision on the choice between product alternatives, or on the subject of product improvement.

One of the applications of LCA is the improvement of products. As the *improvement analysis* demands its own methods and its own areas of knowledge, such as process engineers and technologists with knowledge about processes and materials, this analysis is treated as a separate component in the methodological framework.

For a more comprehensive discussion of the principles and elaboration of these components, we refer to previous publications on LCA-methodology [4, 5, 7]

CLASSIFICATION OF TOXIC SUBSTANCES

One of the components of LCA, which has received a lot of attention during the past year, is the classification [8, 9, 10]. Classification factors have been defined for quite a number of environmental problems: *global warming potentials* (GWPs) [11], *ozone depletion potentials* (ODPs) [12], *photochemical ozone creation potentials* (POCPS) [13], *acidification potentials* (APs) [14], and *nitrification potentials* (NPs) [14]. Most of these factors are the results of models simulating the relevant environmental processes in the same way as the GWPs. All factors indicate the contribution of particular emissions to *one* overall mechanism, e.g. ozone depletion.

Based on the general description of the classification given above, the classification of toxic substances should be subdivided into the generally distinguished headings *human toxicity* and *ecotoxicity*. The classification factors for human toxicity and ecotoxicity should as far as possible be science-based, which implies that they should not be based on political standards but on experimental toxicity data and that they should take into account environmental processes such as biodegradation and dispersion, which can influence exposure significantly.

Some studies [15, 16, 17] aggregate toxic substances according to the so-called "critical volumes approach". In this approach, emissions are aggregated based on occupational health standards and drinking water standards. Since both sets of standards are formed by a compromise between toxicological considerations and technical and economic feasibility, and environmental processes are not included, this approach does not meet the above given description of the classification and needs to be improved.

To improve the assessment of toxic substances following this description, a number of problems have to be faced. For human toxicity and ecotoxicity there is no overall mechanism, such as for ozone depletion and global warming, that toxic substances contribute to. Moreover, ecotoxicity involves not one but thousands of different species that all react differently when exposed to a particular substance. Several methods to classify toxic substances in different classes have been developed using criteria such as biodegradability/persistence, dispersion in the environment, accumulation, toxic effect in mammals,

etc. [18, 19]. Other methods aim to provide a quantitative integrated assessment of toxic substances. For this, models are developed relating emissions to exposure concentrations [20, 21, 22, 23], and assessing the potential effects of these exposures [24, 25]. Within the framework of LCA it is practically impossible to aim for a site-specific assessment of emissions of toxic substances, taking into account site-specific conditions like the number of people living in the neighbourhood of a factory, the distance between factory and residential districts, the presence of specific ecosystems, the soil composition of that particular site, etc. For such a site-specific assessments other instruments have been developed, e.g. *environmental impact assessment* (EIA). In LCA a product is the starting point of the assessment, which includes an inventory of the emissions of a large number of processes all over the world. It seems practically impossible to gather site specific data for all these processes. In an EIA, the assessment is limited to one or two activities at a specific site allowing a site-specific elaboration of the assessment. In LCA it is thus necessary to abstract from aspects which differ per site and to include these aspects, if possible at all, in a generic way (e.g. in percentages per area).

In this paper a method is proposed to improve the "critical volumes approach" applying the quantitative integrated model approach and deriving formulae for classification factors. The paper is an elaboration of recent work [26]. We propose to distinguish between human toxicity and ecotoxicity and define, similar to the ODP- and GWP-concepts, a so-called HTP (*human toxicity potential*), a TETP (*terrestrial ecotoxicity potential*) and an AETP (*aquatic ecotoxicity potential*) for each substance. With these classification factors an emission of a substance to a compartment $m_{subs,comp}$ can be expressed in terms of an emission of a reference substance m_i :

$$m_i = L_{subs,comp} \times m_{subs,comp} \quad (1)$$

where $L_{subs,comp}$ is the classification factor of substance *subs* initially emitted to compartment *comp*.

The general calculation procedure for each of these potentials is the same. Each potential in principle exists of two parts: an exposure part translating a particular emission to a dose to which a receptor is exposed (human or ecosystem), and an effect part translating a particular exposure dose to possible effects on potential receptors. The exposure and the effect part have to be defined for each exposure route and for each substance and the reference substance for the HTP, as well as for the TETP and the AETP. Combination of the exposure and the effect part relative to the exposure and the effect part for the reference substance yields the classification factor, which represents the potential contribution of a unit amount of a given substance to human toxicity, terrestrial ecotoxicity resp. aquatic ecotoxicity relative to a unit amount of a reference substance emitted to a reference compartment.

The general principle of the classification factors, the exposure parts, the effect parts, the combination of these parts into the different classification factors and the necessary further developments will be discussed subsequently.

GENERAL PRINCIPLE

The exposure part of the classification factor should preferably be based on multi-media environmental models such as developed by Mackay [23]. Until today, these models are mainly applied for the assessment of substances, for example in the Netherlands [24, 25]. In the widely used level III models of Mackay, a diffuse emission flux into a predefined standard environment ("unit world") is assumed, leading to a steady-state partitioning between environmental compartments based on processes such as (ad)sorption, deposition, evaporation and leaching, and taking into account degradation processes. In this way equilibrium concentrations are calculated due to emission fluxes. Notice that this implies that high exposure concentrations, possibly occurring before the equilibrium concentration is reached and resulting in acute toxic effects, cannot be considered with these models. Toxicity assessments based on Mackay level III models are thus limited to chronic toxic effects. Mackay models are linear models in the sense that partitioning coefficients and lifetimes of a particular substance

are independent from the concentration of that substance.

Mackay models cannot be applied directly to emissions as quantified in LCAs, because LCA-emissions are not restricted to a certain period of time. Emissions of a substance during the product's entire life cycle take place at a non-homogeneous and unknown rate. An LCA is only concerned with the total emission of a substance associated with the entire life cycle of a product, which is regarded as a *pulse* (in kg). Multi-media environmental models, which take into account time-dependent processes such as degradation and partitioning, are necessarily based on a *flux* (in $\text{kg} \times \text{day}^{-1}$). There is a relation between the flux and the equilibrium concentration. Increasing the flux leads to an increased concentration, and thus to an increased risk.

In principle, two types of solutions for the flux-pulse problem are possible:

- to assume an arbitrary time-period during which the emission takes place;
- to select a reference substance and calculate a dimensionless classification factor per substance similar to the ODP-, GWP- and POCP-concepts.

The first type of solution is not very elegant and can lead to arbitrary results dependent on the time-period chosen. The second solution seems elegant and quite simple to elaborate at the same time and is worked out here. Below, the concept of the reference substance is developed in detail.

When the relation between the flux Φ_{subs} of a substance *subs* and the toxic effect T_{subs} is assumed to be linear, we have

$$T_{subs} = \frac{K_{subs}}{NEL_{subs}} \times \Phi_{subs} \quad (2)$$

where K_{subs} is an exposure modelling constant, which depends on properties of substance *subs* such as lifetime and partitioning coefficients and the exposure routes, and NEL_{subs} is a no-effect level for substance *subs*, which is regarded as a measure for its toxicity to a specified receptor.

The flux is defined as the mass m_{subs} , emitted during some unit time t :

$$\Phi_{subs} = \frac{m_{subs}}{t} \quad (3)$$

In an LCA the mass emitted is known, but the time period during which the emission takes place is unspecified. To be able to use the modelling equation (2), we will avoid the unknown time t by adopting the concept of a reference substance. For a reference substance *refsubs* one has, similar to (2) and (3)

$$T_{refsubs} = \frac{K_{refsubs}}{NEL_{refsubs}} \times \Phi_{refsubs} = \frac{K_{refsubs}}{NEL_{refsubs}} \times \frac{m_{refsubs}}{t} \quad (4)$$

One can combine (2), (3) and (4) in order to eliminate the unknown t :

$$m_{refsubs} = \Phi_{refsubs} \times \frac{t}{\Phi_{subs}} \times m_{subs} = \frac{T_{refsubs} \times NEL_{refsubs}}{K_{refsubs}} \times \frac{K_{subs}}{T_{subs} \times NEL_{subs}} \times m_{subs} \quad (5)$$

From this, it is possible to calculate the mass of the reference substance, required to cause a toxic effect equal to the toxic effect of substance *subs* caused by the specified emission of m_{subs} . This mass of the reference substance will be denoted by m_i :

$$m_1 = m_{\text{reference}} \text{ such that } T_{\text{reference}} = T_{\text{subs}} \quad (6)$$

and is given by

$$m_1 = \frac{K_{\text{subs}} / \text{NEL}_{\text{subs}}}{K_{\text{reference}} / \text{NEL}_{\text{reference}}} \times m_{\text{subs}} \quad (7)$$

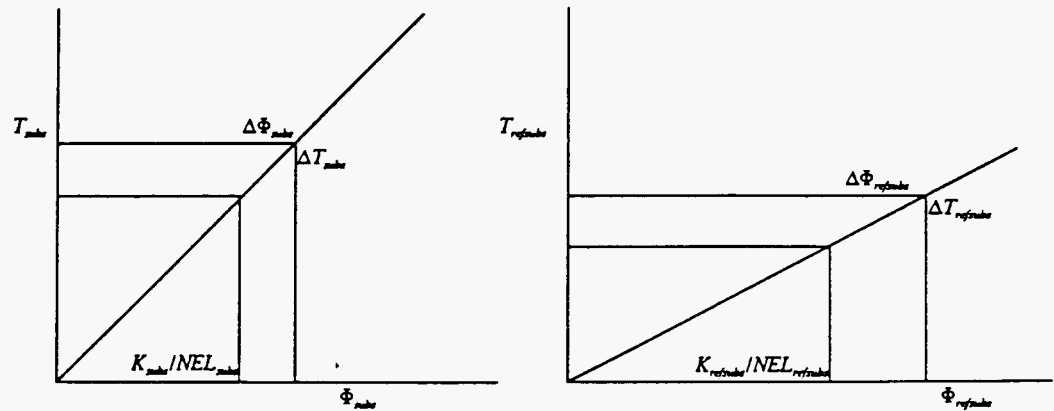


Figure 1: $\Delta\Phi_{\text{refsubs}}$ is defined such that $\Delta T_{\text{reference}} = \Delta T_{\text{subs}}$.

This is illustrated in figure 1. To account for the fact that the eventual exposure concentrations depend on the *initial* compartment the substance is emitted to, equation (7) can be extended with a subscript *comp* denoting this initial emission compartment. The reference substance is thus also specified in terms of a reference emission compartment *refcomp*:

$$m_1 = \frac{K_{\text{subs,comp}} / \text{NEL}_{\text{subs}}}{K_{\text{reference,refcomp}} / \text{NEL}_{\text{reference}}} \times m_{\text{subs,comp}} \quad (8)$$

A final complication arises by the fact that the no-effect levels may differ per intake route. For human toxicity a distinction will thus be made between a respiratory NEL and an oral NEL. This set-up also enables the future inclusion of more routes, e.g. dermal intake. The total toxic effect is found as the sum of the partial toxic effects over all routes:

$$m_1 = \frac{\sum_{\text{route}} K_{\text{route,subs,comp}} / \text{NEL}_{\text{route,subs}}}{\sum_{\text{route}} K_{\text{route,reference,refcomp}} / \text{NEL}_{\text{route,reference}}} \times m_{\text{subs,comp}} \quad (9)$$

Now, m_1 denotes the mass of the reference substance emitted to the reference compartment, required to cause a toxic effect equal to the toxic effect of substance *subs* caused by the specified emission $m_{\text{subs,comp}}$ to compartment *comp*. It will be clear that the classification factor is dimensionless, and that the classification factor of the reference substance is equal to one.

THE EXPOSURE PART

Below, the exposure part of the classification factor will be elaborated for human and ecosystems exposure. The latter will be subdivided per compartment: exposure of terrestrial ecosystems and of aquatic ecosystems.

The human exposure part

Exposure of human beings to toxic substances can take place by the consumption of food and beverages (drinking water, fish, crops, meat, and dairy products), by respiration and by uptake through the skin. In figure 2 these exposure routes are schematically drawn [cf. 24, 25].

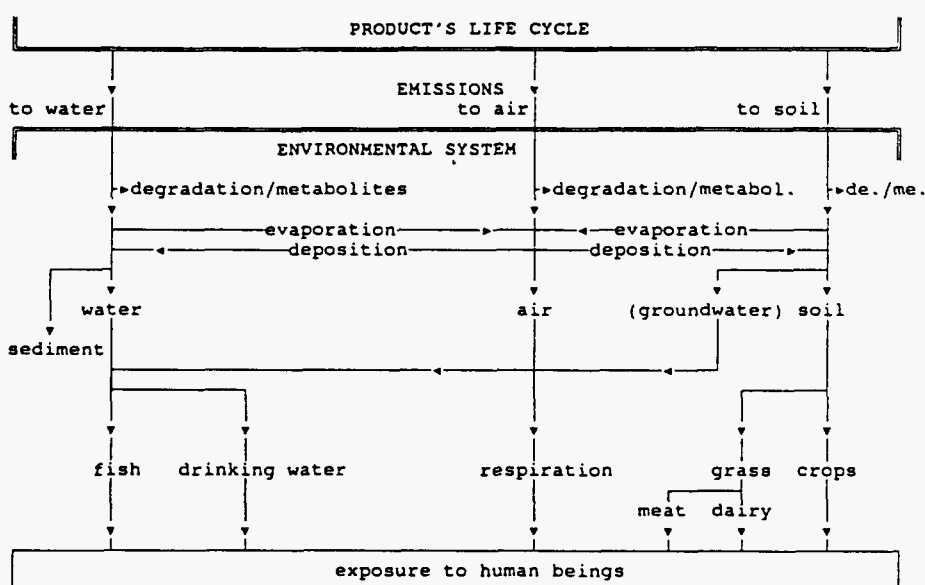


Figure 2: Routes of human exposure to toxic substances. Groundwater and uptake through skin contact not yet included in standard Mackay model.

The total daily exposure to a substance *subs* emitted to compartment *comp* is denoted by $I_{subs,comp}$ and is related to the flux $\Phi_{subs,comp}$ by the modelling constant $K_{subs,comp}$:

$$K_{subs,comp} = \frac{I_{subs,comp}}{\Phi_{subs,comp}} \quad (10)$$

Because human exposure through respiration will have to be assessed with another no-effect level than human exposure through oral intake, this modelling constant $K_{subs,comp}$ is subdivided into two parts: the respiratory modelling constant $K_{r,subs,comp}$ and the oral modelling constant $K_{o,subs,comp}$. $K_{r,subs,comp}$ is defined as:

$$K_{r,subs,comp} = \frac{I_{r,subs,comp}}{\Phi_{subs,comp}} \quad (11)$$

where $I_{r,subs,comp}$ is the daily human exposure by respiration, defined as

$$I_{r,subs,comp} = C_{r,subs,comp} \times \dot{V}_r \quad C_{r,subs,comp} = C_{air,subs,comp} \quad (\text{see discussion}) \quad (12)$$

where $C_{r,subs,comp}$ is the concentration of substance *subs* initially emitted to compartment *comp* in the air respired (route), $C_{air,subs,comp}$ is the concentration of substance *subs* initially emitted to compartment *comp* in the compartment air of the "unit world" and \dot{V}_r is the average volume of air respired by a human being per day.

The oral modelling constant $K_{o,subs,comp}$ is composed of five parts (see figure 2): the daily exposure by consumption of drinking water, consumption of fish, consumption of crops, consumption of meat, and consumption of dairy products [24]. For each of these routes a specific modelling constant can be defined. In formula:

$$K_{o,subs,comp} = \frac{I_{w,subs,comp} + I_{f,subs,comp} + I_{c,subs,comp} + I_{m,subs,comp} + I_{d,subs,comp}}{\Phi_{subs,comp}} \quad (13)$$

These partial intakes will be worked out subsequently, largely based on Toet *et al.* [24] and De Nijs & Vermeire [27] (see formula box).

$$I_{w,subs,comp} = C_{w,subs,comp} \times \dot{V}_w \quad C_{w,subs,comp} = C_{water,subs,comp} \quad (\text{see discussion}) \quad (14)$$

$$I_{f,subs,comp} = C_{f,subs,comp} \times \dot{m}_f \quad C_{f,subs,comp} = BCF_{f,water,subs} \times C_{water,subs,comp} \quad (15)$$

$$I_{c,subs,comp} = C_{c,subs,comp} \times \dot{m}_c \quad C_{c,subs,comp} = BCF_{c,soilliq,subs} \times C_{soilliq,subs,comp} \quad (16)$$

$$I_{m,subs,comp} = C_{m,subs,comp} \times \dot{m}_m \quad C_{m,subs,comp} = BTF_{m,iv,subs} \times (\dot{m}_{solidr,me} \times C_{solidr,subs,comp} + \dot{m}_{lg,me} \times C_{lg,subs,comp} + \dot{V}_{r,me} \times C_{air,subs,comp})$$

$$C_{lg,subs,comp} = b_{dwt,me} \times C_{wg,subs,comp} = b_{dwt,me} \times BCF_{wg,soilliq,subs} \times C_{soilliq,subs,comp} \quad (17)$$

$$I_{d,subs,comp} = C_{d,subs,comp} \times \dot{m}_d \quad C_{d,subs,comp} = BTF_{d,iv,subs} \times (\dot{m}_{solidr,dc} \times C_{solidr,subs,comp} + \dot{m}_{lg,dc} \times C_{lg,subs,comp} + \dot{V}_{r,dc} \times C_{air,subs,comp}) \quad (18)$$

where:

- $C_{w,subs,comp}$ is the concentration in drinking water of substance *subs* emitted to compartment *comp* and other symbols represent a similar quantity for resp. fish, wet crops, meat, dry grass, wet grass and dairy products;
- $C_{water,subs,comp}$ is the concentration in (unpurified) surface water of substance *subs* emitted to compartment *comp*, other symbols represent a similar quantity for resp. the liquid fraction in soil, the solid fraction of the soil (= dryweight) and dryweight grass;
- $BCF_{f,water,subs}$ is the bioconcentration factor [28, 29, 30, 31] linking a concentration of a substance in water to a concentration in fish, other symbols represent a similar quantity for wet crops (or grass)-liquid soil fraction ($BCF_{wg,soilliq,subs} = BCF_{c,soilliq,subs}$);
- $BTF_{m,iv,subs}$ is the biotransfer factor which links the animals' daily intake of a substance *subs* to the concentration in wetweight meat, another symbol represent a similar quantity for dairy products-daily intake;
- other symbols are explained in table 4.

Because

$$K_{air,subs,comp} = \frac{C_{air,subs,comp}}{\Phi_{subs,comp}} \quad (19)$$

equation (11) can now be rewritten as

$$K_{r,subs,comp} = K_{air,subs,comp} \times \dot{V}_r \quad (20)$$

and, equation (13) as

$$K_{o,subs,comp} = K_{water,subs,comp} \times (\dot{V}_w + BCF_{f,water,subs} \times \dot{m}_f) + \frac{K_{soil,subs,comp} \times BCF_{c,soil,subs} \times (r_h + b_{dwt,water} \times [r_m \times BTF_{m,soil,subs} \times \dot{m}_{dg,me} + r_d \times BTF_{d,soil,subs} \times \dot{m}_{dg,de}])}{K_{soil,subs,comp} \times (r_m \times BTF_{m,soil,subs} \times \dot{m}_{soil,me} + r_d \times BTF_{d,soil,subs} \times \dot{m}_{soil,de})} + K_{air,subs,comp} \times (r_m \times BTF_{m,air,subs} \times \dot{V}_{r,me} + r_d \times BTF_{d,air,subs} \times \dot{V}_{r,de}) \quad (21)$$

$K_{air,subs,comp}$, $K_{water,subs,comp}$, $K_{soil,subs,comp}$ and $K_{soildry,subs,comp}$ are modelling constants relating a flux of a substance *subs*, emitted to compartment *comp*, to a concentration in air resp. water or soil (concentration in soilwater resp. concentration in total dryweight soil). They are derived from the multimedia level III model of Mackay [23]. By estimating the daily intake \dot{V} or \dot{m} of air, drinking water, fish, crops, meat and dairy products by humans [27], the daily intake of dry soil and of dry grass by cattle, the conversion factor b and estimating BCFs and BTFs by the octanol/water coefficients K_{ow} [28, 29, 30, 31], the $K_{r,subs,comp}$ and the $K_{o,subs,comp}$ can be calculated. This calculation procedure can also be followed for the reference substance.

The ecosystem exposure part

In the classification of ecotoxic substances, effects will be subdivided per compartment for the time being. As specific toxicity data for ecosystems in the sediment [32] and for exposure of ecosystems by air are lacking, these compartments are not yet considered. The classification of ecotoxic substances is thus limited to the compartments land soil (terrestrial ecosystems) and surface water (aquatic ecosystems). Thus, two exposure parts can be distinguished: one for exposure of terrestrial ecosystems and one for exposure of aquatic ecosystems. Again, the multimedia environmental model of Mackay [23] is used to calculate the exposure modelling constants for both terrestrial and aquatic exposure. However, the exposure routes towards man are not considered of course. In this case, the modelling constants $K_{soildry,subs,comp}$ and $K_{water,subs,comp}$ derived from Mackay models are applied directly for terrestrial resp. aquatic ecosystems.

THE EFFECT PART

As mentioned before, exposure of human beings or ecosystem species can result in a large number of effects. Apart from this, while human toxicity concerns the potential toxic effects of one species (human beings), ecotoxicity concerns the potential toxic effects of a large number of species. The question how to deal with these aspects in a no-effect level then arises.

Two possible methods can be distinguished. The first is to relate environmental exposure concentrations to the types of mechanisms initiated in humans and in ecosystem species, such as carcinogenicity, mutagenity, decrease of reproduction capacity, etc. The second method is to relate the exposure concentrations to the first occurring adverse effect (based on the parameter measured in a specific toxicity test, e.g. growth, mortality, immune response, etc.) and to base the no-effect level

on the threshold value for that effect.

The first method is not feasible because knowledge on mechanisms is far from complete, and because it would result in a great number of effect scores, which would be difficult to handle in practice. The second method is current practice in modelling [24, 33]. For these reasons, it is proposed here to base the no-effect levels on a threshold value for the first occurring adverse effect.

The human effect part

For human toxicity, two no-effect levels are distinguished: for oral effects and for respiratory effects. Since the exposure takes place by intake, the NEI should be formulated as a no-effect intake (NEI). As NEI-values for the oral no-effect level for human toxicity, the so-called *acceptable daily intake* (ADI) values and the so-called *tolerable daily intake* (TDI) values can be applied. ADIs are determined by the *World Health Organization* (WHO) for a limited number of substances. TDIs have been derived by the Dutch *National Institute for Public Health and Environmental Protection* (RIVM) for a number of priority substances for the soil sanitation [34]. For some of these priority substances an ADI was already defined by the WHO. Then the TDI is equal to the ADI. If an ADI is lacking for a priority substance, a TDI-value has been derived from comprehensive toxicological literature research.

ADIs and TDIs can only be defined for effects that occur at doses above a certain threshold value. Carcinogenicity and genotoxicity are effects for which such threshold values cannot be defined. Any dose is considered hazardous. However, by defining tolerable risk levels, e.g. an increased risk on cancer of 10^{-4} [34], so-called *virtually safe concentrations* (VSCs) have been derived. These VSCs are the basis for TDIs for carcinogenic or genotoxic substances [34].

As NEI-values for respiratory intake the so-called *tolerable air concentration* (TAC) developed by the RIVM [34] can be applied. Daily exposure to contaminated air up to the TAC-value is assumed to be equal in effect on human health to a daily oral dose the size of the TDI-value. The *air quality guidelines* (AQG) of the WHO [35] can be applied as $NEI_{r,sub}$ for substances for which no TAC has been defined yet. In both cases, a conversion is required: since the modelling constants for the respiratory and the oral route have the same dimension, the NEI-values should be made comparable too. The TAC and the AQG can be transformed into an TDI- or ADI-like intake by a conversion with the daily respiratory volume V_r and the average body weight M :

$$NEI_{r,sub} = \frac{V_r}{M} \times (TAC \text{ or } AQG) \quad (22)$$

If for a substance both the TAC and the AQG are lacking, the TDI or ADI can be used directly. In that case, it is thus assumed that the effect of a substance is independent from the exposure route (respiratory or oral). The hierarchy of toxicity data that can be applied as $NEI_{o,sub}$ and $NEI_{r,sub}$ is summarized in table I. The minimal toxicity entry needed is the TDI or the ADI.

The ecosystem effect part

For terrestrial and aquatic ecotoxicity, the no-effect level of a toxic substance is defined as the no (adverse) effect concentration (NEC) of the substance considered for terrestrial resp. aquatic ecosystems.

The derivation of the $NEC_{r,sub}$ and the $NEC_{a,sub}$ poses the problem that a NEC has to be derived for all relevant species of the ecosystem considered. The current way of determining the $NEC_{r,sub}$ and the $NEC_{a,sub}$ is to extrapolate them from single species toxicity data, such as the *lethal concentration for 50% of the organisms* (LC_{50}), the *effect concentration for 50% of the organisms* (EC_{50}) and the *no observed effect concentration* (NOEC). To this end, several extrapolation methods have been proposed [36]. The US *Environmental Protection Agency* (EPA) proposed a set of - quite arbitrary - extrapolation factors

Table 1: Hierarchy of toxicity data that can be applied as NEI for the human effect part.

hierarchy	toxicity data for $NEI_{p,sub}$	toxicity data for $NEI_{r,sub}$
1	TDI or ADI	$\dot{V}/JM \times TAC$
2	—	$\dot{V}/JM \times AQG$
3	—	TDI or ADI

for deriving ecosystem values from single species toxicity data, taking into account the lack of data and the variance among species and assuming that 95% of all species of the ecosystem will be protected by this value [37]. The Dutch RIVM proposed some modifications for the original EPA-concept [38]. This modified EPA-method, just like the original EPA-method, estimates an "environmental concern level", which can be applied as $NEC_{r,sub}$ and $NEC_{a,sub}$. The method assumes that the ratios between acute and chronic toxicity and between laboratory single species toxicity data and field ecosystem effects are constant. The extrapolation factors used depend on the availability of single species data of members of particular taxonomic groups.

Table 2: Extrapolation factors to derive "environmental concern levels", which can be applied as a $NEC_{r,sub}$.

available information	extrapolation factor
lowest acute LC_{50} , EC_{50} or QSAR estimate of acute toxicity	0.001
lowest acute LC_{50} , EC_{50} or QSAR-estimate of acute toxicity for at least one representative of microbe-mediated processes, one representative of earthworms or arthropods and one representative of plants	0.01*
lowest chronic NOEC or QSAR-estimate of chronic toxicity for at least one representative of microbe-mediated processes, one representative of earthworms or arthropods and one representative of plants	0.1*

Lowest value is selected in case LC_{50} s, EC_{50} , NOECs or QSARS are not available for a representative of all three taxonomic groups.

The extrapolation factors related to the available information to derive "environmental concern levels", which can be used as $NEC_{r,sub}$, are given in table 2. The extrapolation factors used to derive "environmental concern levels", which can be used as $NEC_{a,sub}$, are given in table 3 [38].

Van Straalen and Denneman [39] proposed a method defining so-called HC_p -values (*hazardous concentration for p% of the species*) for ecosystems based on a method developed by Kooijman [40]. Some modifications of the method were proposed by Aldenberg and Sloh [41]. The basis for the calculation of such a HC_p -value for a substance and an ecosystem are a number of (at least four) NOEC-values for characteristic and/or sensitive species. The HC_p -value for ecosystems is then calculated, based on these single species values, in a statistical way assuming a log-logistic distribution of NOEC-values for

Table 3: Extrapolation factors to derive "environmental concern levels", which can be applied as a $NEC_{a,subs}$.

available information	extrapolation factor
lowest acute LC_{50} , EC_{50} or QSAR estimate of acute toxicity	0.001
lowest acute LC_{50} , EC_{50} or QSAR-estimate of acute toxicity for at least one representative of algae, one representative of crustaceans and one representative of fish	0.01*
lowest chronic NOEC or QSAR-estimate of chronic toxicity for at least one representative of algae, one representative of crustaceans and one representative of fish**	0.1*

Lowest value is selected in case LC_{50} , EC_{50} , NOECs or QSARs are not available for a representative of all three taxonomic groups.

MicroTox data may be used.

different species and protecting 95% ($p=5$) of the species. Wagner and Løkke developed a similar approach based on a log-normal distribution of NOEC-values for different species [42].

These more sophisticated extrapolation methods cannot be applied on a large scale for the time being, because for quite a number of substances toxicity data are not sufficiently available. At this moment, the EPA-approach can be applied to any substance of which at least one LC_{50} , EC_{50} , NOEC or a QSAR-estimation of one of these toxicity data is known. For reasons of comparability, it would not be appropriate to mix the EPA-approach with the more sophisticated extrapolation methods. Hence, it is proposed to apply the practical, though quite arbitrary, EPA extrapolation method for the time being.

THE CLASSIFICATION FACTOR

Combination of the exposure part and the effect part yields the classification factor. The classification factor for human toxicity is called the *human toxicity potential* (HTP). For an emission of substance *subs* to compartment *comp* it is defined as

$$HTP_{subs,comp} = \frac{K_{r,subs,comp} / NEI_{r,subs} + K_{a,subs,comp} / NEI_{a,subs}}{K_{r,refsubs,refcomp} / NEI_{r,refsubs} + K_{a,refsubs,refcomp} / NEI_{a,refsubs}} \quad (23)$$

For the exposure parts (the different K s) equation (20) and (21) are elaborated according to the model description given above for both the substance studied and the reference substance. For the effect parts (the different NEI s) table 1 is used. The potential human toxic effect of the emission of a substance *subs* to compartment *comp* can now be expressed as an emission m_h of a reference substance to a reference compartment with an equivalent effect:

$$m_h = HTP_{subs,comp} \times m_{subs,comp} \quad (24)$$

The classification factor for terrestrial ecotoxicity is called the *terrestrial ecotoxicity potential* (TETP) and is defined as

$$TETP_{subs,comp} = \frac{K_{soilbr,subs,comp} / INEC_{t,subs}}{K_{soilbr,refsubs,refcomp} / INEC_{t,refsubs}} \quad (25)$$

where table 2 is used for the no-effect concentration. The potential terrestrial ecotoxic effect of the emission of a substance *subs* to compartment *comp* can now be expressed as an emission m_t of a reference substance to a reference compartment with an equivalent effect:

$$m_t = TETP_{subs,comp} \times m_{subs,comp} \quad (26)$$

The aquatic ecotoxicity potential (AETP) is defined in a similar way:

$$AETP_{subs,comp} = \frac{K_{water,subs,comp} / INEC_{a,subs}}{K_{water,refsubs,refcomp} / INEC_{a,refsubs}} \quad (27)$$

Here table 3 is used for the determination of the NECs. The potential aquatic ecotoxic effect of the emission of a substance *subs* to compartment *comp* can now be expressed as an emission m_a of a reference substance to a reference compartment with an equivalent effect:

$$m_a = AETP_{subs,comp} \times m_{subs,comp} \quad (28)$$

The HTP, TETP and AETP have the following properties:

- they are dimensionless;
- they are equal to one for the reference substance emitted to the reference compartment;
- they are higher for a more toxic substance and (almost) zero for a harmless substance;
- they are higher for a more persistent substance, and almost zero for a highly degradable substance.

EXAMPLE

The method described above is a theory which may be used to assess the potential toxic effects of emissions of chemicals. It is not a model to predict empirical phenomena which can be validated, such as concentrations. The particular part of the method based on the multimedia environmental models has been validated by Mackay *et al.* [43, 44] as far as possible. Predicted and observed environmental concentrations appeared to be in a reasonable range.

To show what the results of the theoretical model as proposed above might look like and to show that the theoretical model is feasible in practice, we calculated the HTPs, TETPs and AETPs of phenol (chosen as the reference substance) and benzene. Air was chosen as reference compartment. We emphasize that the primary aim of this example is to illustrate a new method for the assessment of emissions of toxic chemicals within the framework of LCA and not to give the ultimate HTP, TETP- and AETP-values for these substances. We selected these two substances for practical reasons, as data for these substances are quite well available and they fit into the fugacity approach without any further adaptations (see discussion).

The level III model and data applied to calculate the environmental concentrations are largely based on a model described by Mackay & Paterson [44]. Additional data needed to calculate the HTPs, TETPs and AETPs of phenol and benzene are shown in table 4. The values are reported by Toet *et al.* [24] and De Nijs & Vermeire [27]. A comprehensive listing of the model applied here is available from the authors on request.

The physical properties and toxicity data of phenol and benzene needed as input for a HTP, TETP and AETP calculation with a Mackay Level III model are shown in table 5 along with their values. The values are from Mackay [23], Mackay & Paterson [44], Howard [45], Vermeire *et al.* [34], Swortelder *et al.* [46] and Denneman & van Gestel [47].

Table 4: Input data for the calculation of HTPs, TETPs and AETPs [24, 27].

symbol	quantity	value	unit
M	human mass	70.0	kg
$b_{\text{wet, plant}}$	factor for conversion of wet plant weight to dry plant weight	4.0	—
$\dot{m}_{\text{dg, dc}}$	dairy cattle daily dryweight grass consumption	16.9	kg \times day ⁻¹
$\dot{m}_{\text{soil, dc}}$	dairy cattle daily dryweight soil consumption	0.41	kg \times day ⁻¹
$V_{\text{r, dc}}$	dairy cattle daily respiratory volume	122	m ³ \times day ⁻¹
$\dot{m}_{\text{dg, mc}}$	meat cattle daily dryweight grass consumption	12.2	kg \times day ⁻¹
$\dot{m}_{\text{soil, mc}}$	meat cattle daily dryweight soil consumption	0.39	kg \times day ⁻¹
$V_{\text{r, mc}}$	meat cattle daily respiratory volume	122	m ³ \times day ⁻¹
\dot{m}_f	human daily fish consumption	0.01	kg \times day ⁻¹
\dot{m}_c	human daily wetweight crops consumption	0.558	kg \times day ⁻¹
\dot{m}_m	human daily meat consumption	0.126	kg \times day ⁻¹
\dot{m}_d	human daily dairy products consumption	0.371	kg \times day ⁻¹
V_w	human daily drinking water volume	2.0	l \times day ⁻¹
V_r	human daily respiratory volume	20.0	m ³ \times day ⁻¹

The results of the calculations are shown in tables 6 and 7.

Table 5: The physical properties and toxicity data of phenol and benzene.

quantity	unit	phenol	benzene
molecular weight	$\text{g} \times \text{mol}^{-1}$	94.1 [23]	78.1 [23]
vapor pressure at 25°C	Pa	70.6 [23]	1.27×10^4 [23]
water solubility	$\text{g} \times \text{m}^{-3}$	8.20×10^4 [23]	1.78×10^3 [23]
$^1\log$ octanol-water coefficient	—	1.46 [23]	2.13 [23]
melting point	°C	40.9 [23]	5.53 [23]
degradation rate constant air	h^{-1}	4.62×10^{-2} [45]	8.60×10^{-4} [44]
degradation rate constant water	h^{-1}	2.17×10^{-2} [45]	4.80×10^{-3} [44]
degradation rate constant soil	h^{-1}	2.27×10^{-1} [45]	0
degradation rate constant sediment	h^{-1}	0	0
$NEC_{r,sub}$	$\text{kg} \times \text{m}^{-3}$	2.10×10^{-7} [34]	3.00×10^{-8} [34]
$NEI_{o,sub}$	$\text{kg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{day}^{-1}$	6.00×10^{-8} [34]	4.30×10^{-7} [34]
$NEC_{i,sub}$ at an organic carbon content of 2%	$\text{g} \times \text{kg}^{-1}$	6.42×10^{-5} [47]	1.00×10^{-11} [47]*
$NEC_{a,sub}$	$\text{g} \times \text{l}^{-1}$	1.70×10^{-5} [46]	3.50×10^{-5} [46]

If a NEC value is unknown it is assumed to be 1.00×10^{-11} (see discussion).

Table 6: The HTP of phenol and benzene; phenol and air are taken as *refsubs* resp. *refcomp*.

initial emission compartment	phenol			benzene		
	K/NEI_r	K_r/NEI_o	HTP	K/NEI_r	K_r/NEI_o	HTP
air	1.72×10^{-3}	8.43×10^{-5}	1	6.57×10^{-3}	2.11×10^{-5}	64.9
water	1.55×10^{-9}	1.13×10^{-5}	0.111	7.02×10^{-4}	2.32×10^{-5}	7.14
soil	6.81×10^{-9}	4.32×10^{-3}	42.6	6.43×10^{-3}	4.01×10^{-3}	103

The toxicity potentials of benzene are dominated by its high volatility, which is seen in relatively high values for the K/NEI ratio for the respiratory route. Furthermore, it is shown that the AETP and the TETP are the highest for emissions to resp. air and water, which is explicable as aquatic ecosystems will be most affected by direct emissions to water and terrestrial ecosystems will be most affected by direct emissions to soil. Notice that the high values for the TETP of benzene are caused by the 10^{-11} , due to the absence of a terrestrial NEC for benzene.

Table 7: The TETP and AETP of phenol and benzene; phenol and air are taken as *refsubs* resp. *refcomp*.

type of potential & initial emission compartment	phenol		benzene	
	<i>K</i> INEC	TETP	<i>K</i> INEC	TETP
terrestrial ecotoxicity				
air	9.2×10^{-11}	1	1.75×10^{-3}	1.91×10^7
water	8.28×10^{-15}	9.01×10^{-3}	1.88×10^{-4}	2.04×10^6
soil	4.73×10^{-9}	51.5	3.43×10^{-1}	3.73×10^6
aquatic ecotoxicity	<i>K</i> INEC	AETP	<i>K</i> INEC	AETP
air	1.67×10^{-8}	1	3.85×10^{-8}	2.30
water	6.78×10^{-7}	40.5	1.33×10^{-6}	79.6
soil	1.98×10^{-9}	0.118	5.28×10^{-8}	3.15

DISCUSSION

The method for the classification of toxic substances discussed above needs further elaboration. Aspects to be considered include the choice of the reference substance, the adaptation of Mackay models for different groups of substances, the data needed and refinement of the human exposure routes in the model.

In the selection of the reference substance technical criteria are relevant. Because the modelling constant of the reference substance $K_{refsub,refcomp}$ is in the denominator of the definition of the classification factor, the most important technical criterium is that the modelling constant of the reference substance be non-zero. This means that in an equilibrium situation, an emission of the reference substance to air results in a concentration both in soil and in water in order to be able to calculate the exposure part of the classification factors for ecotoxicity. Another important technical criterium is that for the reference substance an ADI- or TDI-value is available. Phenol seems to meet these criteria as it is a substance that is dispersed through all environmental compartments and a TDI-value is available; a TAC- or AQG is lacking and a NEC, has to be derived from the TDI according to equation (22). Of course, it is possible to choose another reference substance in the model proposed. If a reference substance of which many toxicological data are known is chosen, it may be interesting to investigate the possibility to use data from comparable ecotoxicological experiments instead of applying the EPA extrapolation factors. Moreover, the use of extrapolation factors is disputed; for example, it does not consider bioaccumulation through foodchains [48].

The Mackay model as discussed above uses fugacity as an equilibrium criterion to determine the environmental fate of emissions of chemicals. This approach is suitable for chemicals which can establish measurable concentrations in the vapor phase. It is not applicable to some metals, organometals, ionic compounds and some organics such as polymers that lack a vapor pressure [49]. Mackay & Diamond [49] proposed to use a so-called "equivalent aqueous" concentration instead of the fugacity as an equilibrium criterion for substances that lack a vapor pressure. In this case, however, empirical data about the magnitude of the partitioning coefficients between various environmental media of a particular substance are necessary. As these are often lacking, this problem clearly needs further attention.

To calculate the different modelling constants based on a Mackay level III model, quite a number of physical data and toxicity data per substance are required, see table 5. As mentioned above, the type of physical data required may be different

for inorganic substances. Some of these data are documented in comprehensive handbooks [45, 50], but it will be difficult to gather all these data for the most relevant toxic substances, especially data on degradation kinetics. As the practical applicability of the HTP-, TETP- and AETP-approach depends on the availability of these data, it should be emphasized that these data should preferably be gathered in a more structural way and stored in a database, and be regularly updated to the latest state of knowledge. Despite the fact that some data may be missing for the time being, we still think that this approach is a substantial improvement of former methods for the classification of toxic chemicals, because it includes exposure routes and relevant toxicity data. To deal with this current lack of data it is suggested that if for a chemical degradation data or toxicity data are missing, they are assumed to be zero until proven untrue. For computational reasons, a lacking toxicity entry should be approached by a very small number instead of 0, e.g. 10^{-11} .

The modelling of the exposure routes to human beings might need further improvement. Basically, an emission of a substance can lead to human exposure in three ways:

- direct: via respiration and consumption of (drinking) water;
- indirect: via the consumption of fish, meat, dairy products and crops;
- secondary indirect: by consumption of the same products produced with sludge and manure, which are polluted "co-products" of drinking water purification resp. meat production.

In the model described, the direct and indirect routes are included, although incompletely. For example, exposure by skin contact (soil, air, water or the product itself) is not included. Two other examples are the exposure to a substance by drinking water and respiration. In equation (14) the concentration of the substance in drinking water is assumed to be equal to the concentration in unpurified surface water, thus not considering drinking water purification systems [cf. 24]. The exposure to a substance by respiration (equation (12)) includes a similar "overestimation" as a part of the world population resp. mainly relatively "airconditioner clean" indoor air. These obvious "over-estimation" of human exposure by drinking water and respiration can be compensated by including averaged purification data per substance, if known. If such data are included, it is important to also include the secondary indirect routes (which are not yet considered at all). Secondary exposure routes exist if the exposure routes pass economic processes, such as agriculture and purification of drinking water. Modelling of these processes raises some problems. Economic processes have a number of inputs, such as grass and cattle feed resp. unpurified surface water, and a number of outputs, such as meat, dairy products and manure resp. drinking water and sludge. Exclusion of this secondary indirect exposure route is probably justified if the degradation time of a substance in sludge and manure that is used again as a fertilizer in agriculture, is relatively low compared to the time it takes to pass the secondary route. However, for persistent substances such as heavy metals and some pesticides, exclusion seems not justified. The extent of this potential "underestimation" can be calculated by, for example, estimating the amount of the substance considered in the manure. This amount could then be defined as an emission again and the secondary indirect exposure could be calculated with the same model. It is recommended here, that the influence of this secondary indirect exposure be further investigated. Refinement of the direct and indirect routes together with the inclusion of secondary indirect routes are subjects for further research.

Finally, it is suggested to create an international scientific panel, which could discuss proposals for classification factors, such as these here, and coordinate scientific efforts made in the different environmental fields. Comparable with the *scientific assessment panel for ozone depletion under the auspices of the World Meteorological Organization (WMO)* and the *intergovernmental panel on climate change (IPCC)* for global warming under the auspices of WMO and *United Nations Environment Programme (UNEP)*, panels might be established for human toxicity and ecotoxicity. With respect to the latter, initiatives are currently being taken.

NOMENCLATURE

<i>ADI</i>	acceptable daily intake ($\text{kg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{day}^{-1}$)
<i>AETP</i>	aquatic ecotoxicity potential (dimensionless)
<i>b</i>	factor for the conversion of wet grass weight into dry grass weight
<i>BCF</i>	bioconcentration factor ($\text{m}^3 \times \text{kg}^{-1}$, $\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>BTF</i>	biotransfer factor ($\text{day} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>C</i>	concentration ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>EC₅₀</i>	effect concentration for 50% of the organisms ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>K</i>	modelling constant; the ratio between the human daily exposure for human beings or equilibrium exposure concentration for ecosystems and the emission flux of a substance (dimensionless, $\text{day} \times \text{kg}^{-1}$ or $\text{day} \times \text{m}^{-3}$)
<i>HTP</i>	human toxicity potential (dimensionless)
<i>I</i>	daily intake of a substance ($\text{kg} \times \text{day}^{-1}$)
<i>L</i>	classification factor (dimensionless)
<i>LC₅₀</i>	lethal concentration for 50% of the organisms ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>m</i>	emission-pulse, dose (kg)
<i>m̄</i>	mass of food consumed per day ($\text{kg} \times \text{day}^{-1}$)
<i>M</i>	average human body weight (kg)
<i>NEC</i>	no (adverse) effect concentration ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>NOEC</i>	no observed effect concentration ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>NEI</i>	no-effect intake ($\text{kg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{day}^{-1}$)
<i>NEL</i>	no-effect level ($\text{kg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{day}^{-1}$, $\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
<i>t</i>	time (day)
<i>T</i>	toxic effect (kg or dimensionless)
<i>TDI</i>	tolerable daily intake ($\text{kg} \times \text{kg}^{-1} \times \text{day}^{-1}$)
<i>TETP</i>	terrestrial ecotoxicity potential (dimensionless)
<i>V̇</i>	volume consumed per day ($\text{m}^3 \times \text{day}^{-1}$)
<i>VSC</i>	virtually safe concentration ($\text{kg} \times \text{m}^{-3}$ or $\text{kg} \times \text{kg}^{-1}$)
Φ	emission-flux ($\text{kg} \times \text{day}^{-1}$)

ACKNOWLEDGEMENTS

We especially thank Anneke Wegener Sleeswijk, René Kleijn (both Leiden University), Lucie Vollebregt (University of Amsterdam), Theo Vermeire, the late Christian Toet (both RIVM) and Peter van der Zandt (VROM) for their contributions to this paper.

REFERENCES

1. Smet, B. de (editor), 1990: *Life-cycle analysis for packaging environmental assessment*. Proceedings of the specialized workshop, 24-25 september 1990 in Leuven. Procter & Gamble Technical Center, Strombeek-Bever.
2. Fava, J.A., R. Denison, B. Jones, M.A. Curran, B. Vigon, S. Selke, J. Barnum (eds.), 1991: *A technical framework for life-cycle assessments*. SETAC, Washington.
3. Udo de Haes, H.A., 1992: *A general framework for environmental life-cycle assessment of products*. In: Proceedings of SETAC-Europe workshop on environmental life cycle analysis of products. Brussels.

4. Guinée, J.B., H.A. Udo de Haes and G. Huppés, 1992: *Quantitative Life Cycle Assessment of Products: Goal Definition and Inventory*. Accepted for publication in the Journal of Cleaner Production.
5. Guinée, J.B., R. Heijungs, H.A. Udo de Haes and G. Huppés, 1992: *Quantitative Life Cycle Assessment of Products: Classification, Valuation and Improvement Analysis*. Accepted for publication in the Journal of Cleaner Production.
6. Fava, J.A., F. Consoli, R. Denison, K. Dickson, T. Mohin and B. Vigon, 1992: *Workshop report conceptual framework for life-cycle impact analysis. Draft*. Report of the workshop on Impact Analysis, February 1-7, 1992. Sandestin (Florida).
7. Heijungs, R., J.B. Guinée, G. Huppés, R.M. Lankreijer, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin & H.P. de Goede, 1991: *Manual for the environmental life cycle assessment of products*. CML, Leiden.
8. Guinée, J.B., 1992: *Headings for Classification*. In: Life-Cycle Assessment; Proceedings of SETAC-Europe workshop on Environmental Life-Cycle Assessment of Products, December 2-3 1991 in Leiden. SETAC-Europe, Brussels.
9. Baumann, H., T. Ekvall, T. Rydberg, G. Svensson & A.-M. Tillman, 1991: *Operationalization of the classification*. In: Proceedings of SETAC-Europe workshop on environmental life cycle analysis of products. Brussels.
10. Finnveden, G., Y. Andersson-Sköld, M.-O. Samuelsson, L. Zetterberg and L.-G. Lindfors, 1992: *Classification (Impact Analysis) in connection with Life Cycle Assessments. A Preliminary Study*. In: Product life cycle assessment. Principles and methodology. Nord, Copenhagen/Stockholm.
11. Houghton, J.T., G.J. Jenkins & J.J. Ephraums (eds.), 1991: *Climate change. The IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
12. WMO, 1989: *Scientific assessment of stratospheric ozone*. Volume I; report no. 20. WMO/UNEP, Geneva.
13. UNECE, 1990: *Draft technical annex on classification of volatile organic compounds based on their photochemical ozone creation potential (POCP)*. United Nations Economic Commission for Europe (Economic and Social Council), Geneva.
14. Heijungs, R., J.B. Guinée, G. Huppés, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.A.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin and H.P. de Goede, 1992 (final report, forthcoming): *Environmental life cycle assessment of products. Guide - October 1992*. Centre of Environmental Science, Leiden University.
15. Basler & Hofman Ingenieure und Planer, 1974: *Studie Umwelt und Volkswirtschaft, Vergleich der Umweltbelastung von Behältern aus PVC, Glas, Blech und Karton*. Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Bern.
16. BUS, 1984: *Ökobilanzen von Packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz no. 24*. Bundesamt für Umweltschutz.
17. Mekel, O.C.L., G. Huppés, R. Huele, & J.B. Guinée, 1990: *Environmental effects of different package systems for fresh milk*. CML report 70, Leiden.
18. Klöpffer, W., 1989: *Environmental hazard assessment of anthropogenic chemicals*. In: Zirm, K.L. & J. Mayer, 1989a: *The management of hazardous substances in the environment*. Proceedings of first international ISEP Congress on 20-22 February 1989, Vienna, Austria. Elsevier, London/New York.
19. Dieter, H.H., U. Kaiser & H. Kerndorff, 1990: *Kontaminanten aus Altlasten. Vorschlag zur standardisierten toxikologischen Bewertung*. Z. Umweltchem. Ökotox. 2 (1).
20. Meent, D. van de, 1989: *Beoordelingsstelsel nieuwe stoffen; SIMPLERISK, een model voor het schatten van locale concentraties in water en bodem*. RIVM report no. 718706001. Bilthoven.
21. Mackay, D. & A. Paterson, 1981: *Calculating fugacity*. Environ. Sc. Technol. 15, pp. 1006-1014.
22. Mackay, D. & A. Paterson, 1982: *Fugacity revisited*. Environ. Sc. Technol. 16 (12), pp. 654-660.
23. Mackay, D., 1991: *Multimedia Environmental Models, the fugacity approach*. Lewis Publ. Inc. Chelsea.
24. Toet, C., A.C.M. de Nijs, T.G. Vermeire, P. van der Puel & J. Tuinstra, 1991: *Risk assessment of new chemical substances: system realisation and validation II*. RIVM report no. 679102004. Bilthoven.

25. Toet, C. & D. van de Meent, 1992: *Priority setting system for existing chemicals*. Paper presented at the meeting of the steering group of the project "Uniform System for the Evaluation of Substances (USES)". RIVM, Bilthoven.
26. Guinée, J.B. and R. Heijungs, 1992: *Classification factors for toxic substances within the framework of life cycle assessment of products*. CML paper no. 11. Centre of Environmental Science Leiden University, Leiden.
27. Nijs, A.C.M. and T.G. Vermeire, 1990: *Soil-plant and plant-mammal transfer factors*. RIVM report no. 670203001. Bilthoven.
28. Mackay, D., 1982: *Correlation of bioconcentration factors*. *Envir. Sc. Technol.* 16 (5), pp. 274-278.
29. Briggs, C.G., R.H. Bromilow and A.A. Evans, 1982: *Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by Barley*. *Pestic. Sci.* 13, pp. 495-504.
30. Briggs, C.G., R.H. Bromilow, A.A. Evans and M. Williams, 1983: *Relationship between lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots*. *Pestic. Sci.* 14, pp. 492-500.
31. Travis, C.C and A.D. Arms, 1988: *Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation*. *Environ. Sci. Technol.* 22, pp.271-274.
32. Meent, D. van de, 1991a: *Beoordelingssysteem Nieuwe Stoffen, risicoschatting sedimentorganismen; een verkennende studie*. RIVM report no. 679102001. Bilthoven.
33. Vermeire, T.G., A.A.J. van Iersel, F.A.A.M. de Leeuw, W.J.G.M. Peijnenburg, P. van der Poel, R.D.F.M. Taalman & C. Toet, 1992: *Initial assessment of the hazards and risks of new chemicals to man and the environment*. RIVM report no. 679102006. Bilthoven.
34. Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw & P.J.C.M. Janssen, 1991: *Voorstel voor de huumaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden*. RIVM report no. 725201005. Bilthoven.
35. WHO, 1987: *Air quality guidelines for Europe*. WHO Regional Publications, european Series No. 23. Copenhagen.
36. Straalen, N.M. van, P. Leeuwangh & P.B.M. Stortelder, 1991: *Voorschrijdende grenzen*. *Bodem* (2), 1991, pp. 51-56.
37. EPA, 1984: *Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment*. EPA, Environmental Effects Branch Health and Environmental Review Division. Washington.
38. Slooff, W., 1992: *Ecotoxicological effect assessment; Deriving Maximum Tolerable Concentrations (MTC) from single-species toxicity data*. RIVM report no. 719102018. Bilthoven.
39. Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman, 1989: *Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria*. *Ecotox. Environ. Saf.* 18, pp. 241-251.
40. Kooijman, S.A.L.M., 1987: *A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species*. *Water res.* 21, 269-276.
41. Aldenberg, T. & W. Slob, 1991: *Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data*. RIVM report no. 719102002. Bilthoven.
42. Wagner, C. & H. Løkke, 1991: *Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data*. *Wat. Res.* vol. 25 no. 10, pp. 1237-1242.
43. Mackay, D., S. Paterson and B. Cheung, 1985: *Evaluating the environmental fate of chemicals the fugacity-level III approach as applied to 2,3,7,8-TCDD*. *Chemosphere*, 14, no. 6/7, pp. 859-863.
44. Mackay, D. and S. Paterson, 1991: *Evaluating the multimedia fate of organic chemicals; a level III fugacity model*. *Environ. Sc Technol.* 25 (3), pp. 427-436.
45. Howard, P.H., 1989: *Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Volume I (Large Production and Priority Pollutants) and II (Solvents)*. Lewis Publishers, Chelsea (Michigan).

46. Stortelder, P.B.M., M.A. van der Gaag en L.A. van der Kooij, 1989: *Kansen voor waterorganismen; Normstelling, 2, Basisgegevens*. DBW/RIZA nota nr. 89.016b. Lelystad.
47. Denneman, C.A.J. en C.A.M. van Gestel, 1990: *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen; voorstel voor c-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's*. RIVM rapport nr. 725201001. Bilthoven.
48. Tamis, W.L.M. en F.M.W. de Jong, 1992: *Validatie in een milieukundig perspectief*. Paper presented at the RIVM-workshop "Validatie van toxiciteitsgegevens en risicogrenzen", June 10, 1992. Centre of Environmental Science, Leiden University. Leiden.
49. Mackay, D. and M. Diamond, 1989: *Application of the QWASI (Quantitative Water Air Sediment Interaction) fugacity model to the dynamics of organic and inorganic chemicals in lakes*. Chemosphere, 18, pp. 1343-1365.
50. Verschueren, K., 1983: *Handbook of environmental data on organic chemicals*. Van Nostrand Reinhold Company Inc., New York.

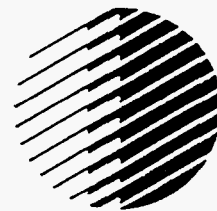
ANNEXE

FOURTH CONFERENCE ON TOXIC SUBSTANCES

AIR AND WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION – QUEBEC SECTION

MONTREAL, QUEBEC, CANADA

APRIL 4-5, 1990



Environmental
Toxicology
International, Inc.

INTERNATIONAL APPROACHES TO ESTABLISHING
SITE CLEANUP LEVELS:
AN EVALUATION OF DIFFERENT METHODS

Kathryn E. Kelly, Dr.P.H.

Keywords

Cleanup criteria, remediation, soil, methodology, risk assessment, international, HESP, AERIS.

Hazardous waste sites throughout the world are cleaned up to levels which are intended to protect health and the environment from adverse effects due to exposure to contaminants. However, a comparison among different methods used to derive site cleanup levels shows there is little scientific basis for how many of these levels are derived and therefore little basis for knowing whether these levels are also truly protective of health and the environment. Deriving non-scientific cleanup levels is also an economic concern, as these site cleanup levels are often the main determinant of site cleanup costs, which nowadays can easily run into millions of dollars.

Therefore, increasing emphasis should be placed on developing *scientifically defensible* criteria which will ensure sites are cleaned up to levels which are truly protective – i.e., cleaned up to levels which will provide adequate protection of health and the environment, but not cleaned up more than is necessary, which will take away funds needed to clean up other sites and address other health threats.

This paper discusses the ideal components of a system to determine cleanup levels, and assesses various methods used throughout the world to derive cleanup levels in light of these criteria. Systems based on "absolute" (generic) and "relative" (site-specific) approaches, as well as systems which combine the two approaches, are discussed in detail. The "relative" approach was found to be the most reliable means of protecting health and the environment, and is also the most cost-effective, whereas cleanup levels based on an "absolute" approach were not found to be scientifically, economically, or politically defensible.

It is recommended that the *process* by which cleanup levels are determined should be standardized, not the levels themselves, which of necessity vary from site to site. Several criteria are presented as the basis of a sound scientific method for determining soil cleanup levels. Two models (HESP and AERIS) are evaluated for their ability to meet these criteria.

Plaza 600 Building
Sixth and Stewart, Suite 700
Seattle, WA 98101 USA
Telephone (206) 441-6142
Facsimile (206) 443-1812

I. INTRODUCTION

Recent reviews of site cleanup levels throughout the world show that two to three orders of magnitude difference between cleanup levels is not uncommon (see Table I). The question then becomes, do levels vary because site conditions vary substantially between the sites, or because the scientific basis for some cleanup levels is stronger than for others?

The answer appears to be, both are true. The sources, receptors, pathways, and contaminants of concern all vary considerably from site to site, and many of the cleanup levels take those considerations into account. As such, one would expect the cleanup numbers to vary between sites, often significantly. This is described as the "relative" approach to setting site cleanup levels.

TABLE I
VARIATION IN SOIL CLEANUP LEVELS FOR LEAD

Country	ppm in Soil
US Envir. Protection Agency	20-166.5
New Jersey, USA	100
California, USA	1,000
Alberta, Canada	800 (pH<6.5)
British Columbia, Canada	500
Quebec, Canada	200
United Kingdom (residential)	500
(park)	2,000
France	100-500
The Netherlands	150

Notes:

Criteria from the USA are largely based on EPA Records of Decision at Superfund sites (USEPA, 1988). Criteria reported for The Netherlands and Canada are category "B" (requires detailed analysis and some restorative or reclamation for residential, agricultural, or recreational use). The rationale behind the establishment of these standards was not available in many cases. In addition, there are factors other than protection of health and the environment that often influence cleanup levels, including background concentrations, economic considerations, technical feasibility, and social or political concerns. As a result, the criteria may or may not be scientifically defensible and comparisons between values may be scientifically irrelevant.

However, some cleanup levels are also based on a less than soundly scientific approach, whereby generic "trigger" or "threshold" levels are established for a given contaminant. This level is intended to apply to a variety of sites, below which a site is considered "safe" and above which remediation is

recommended. This is called an "absolute" approach, because the same number is applied no matter what the site conditions and regardless of the actual hazard or risk present. These numbers tend to vary considerably between countries according to the criteria used to establish those levels (often including considerations of cost, sociopolitical concerns, available technology, regulatory constraints, etc.).

Many countries adopted these "absolute" values because they are simple to develop and were thought to be easy to implement and enforce. This means the absolute numbers have to be conservative enough to provide adequate protection at the majority of sites. Unfortunately, several deficiencies have been found with this approach, such that the levels are in fact difficult to implement; hence, many countries may be reconsidering the absolute approach.

This paper establishes criteria for an ideal method for establishing soil cleanup levels, describes the various methods currently employed to establish cleanup levels, and assesses two models currently under development for their ability to meet these criteria.

II. FEATURES OF AN IDEAL METHOD TO DETERMINE SOIL CLEANUP LEVELS

The first step in constructing a method for establishing soil cleanup levels is to decide on the criteria which that method should reflect. In a recent comprehensive survey (Environment Canada, 1988), the Canadian Council of Resource and Environmental Ministers (CCREM) recognized the inconsistency of the various approaches used in Canada to develop soil cleanup levels, and recommended that a uniform approach be established for the development of cleanup levels. This approach should incorporate site-specific characteristics and be protective of both human health and the environment. The criteria they used for establishing this method were as follows, with several additions to the list:

Be Consistent: The process for deriving site cleanup levels needs to be uniform to allow "fair" decision making. This requires the use of consistency among the assumptions and guidelines for determining hazard and risk. In the absence of uniform guidelines, the process will be perceived to be unfair (and may well be).

Be Flexible: The method should be flexible enough that "site specificity can be maintained despite the wide diversity of sites and situations for which cleanup criteria will be required" (Environment Canada 1988).

Incorporate Site-Specific Data: It should be capable of allowing for site-specific variations in the chemical, biological, and physical environment. "Site-specific factors, variable background levels, fluctuating and sometimes widely varying environmental conditions (e.g., climate), bioavailability and chemical speciation should always be considered" (Poels, 1989).

Address All Environmental Media: Current methods for developing site cleanup levels focus on one major route of exposure to the exclusion of others. In several instances, some of the secondary pathways of exposure have become significant sources as well. All relevant pathways of exposure should be screened for their potential to become a significant source of exposure, including any medium constituting a sink, temporary storage, or conveyance for contaminants. Otherwise, risk could be substantially underestimated.

Address All Environmental Contaminants of Concern: The method should incorporate any and all environmental contaminants of concern, either singly or in combination. However, as not all chemicals present necessarily pose a health risk, the method should incorporate a screening process to allow prioritization of those chemicals on site which are truly of concern which then require further evaluation. The substances should be screened according to inherent toxicity, quantity present, and particular properties such as persistence in the environment or potential to bioaccumulate.

Distinguish Various Degrees or Periods of Contaminant Exposure: It should distinguish between various degrees or lengths of contaminant exposure to a biological receptor.

Deal with Various Routes of Exposure: The process should address ingestion, inhalation, and dermal exposure to contamination. To exclude one of these routes of exposure would not allow a full determination of hazard. Furthermore, evaluate various routes and pathways both singly and in combination, as well as assess effects on the biological receptor.

Deal with Various Receptors: Non-human receptors are often of greater interest than human exposure to contamination. The method should be able to assess not only differences in the human population (e.g., evaluate sensitive populations such as children and the elderly), but also assess terrestrial and aquatic species of interest as well as vegetation.

Deal with the Effect of More Than One Contaminant Exposure to a Biological Receptor: It should simultaneously incorporate the effect of more than one contaminant on a biological receptor.

Differentiate Between Non-Carcinogenic and Carcinogenic Contaminants: It should address biological endpoints of concern other than cancer (e.g., reproductive effects).

Incorporate Risk Assessment: It should be able to incorporate risk assessment into the development of quantitative cleanup criteria, i.e., the probability that a given effect will occur due to the existence of a hazard.

Deal with Missing Data: Hazard and risk assessments involve a great deal of unquantified and unknown data. The method should contain some means of assessing variables for which little data exist, including use of appropriate uncertainty factors, as well as be able to incorporate future data as it develops.

Incorporate Desired End Land Use: The method should recognize differences between sites, e.g., reflect the difference between an industrial site and a daycare center in calculating estimates of potential exposure and not require that all sites be treated alike as though these differences did not exist.

Provide Adequate Documentation of All Calculations and Values: Hazard and risk assessment is no place for black boxes. All calculations and input values used to calculate hazard and risk should be well documented and readily available for public review and discussion. This is an extremely important criterion.

Provide Quantitative Evaluation: Qualitative estimates are less useful in effecting site cleanups than quantitative estimates, even with the uncertainty associated with those estimates. It is difficult to know how to clean up a site ranked "highly" or "moderately" contaminated.

Be "User-Friendly:" It can be seen from the above that to be adequately comprehensive, dozens of calculations may be required to properly determine cleanup levels. These calculations are best carried out as a computer model in order to ensure ease of use and minimize errors, but be structured so that it is easy to use by trained professionals.

Be Cost-Effective: There is no magic to these calculations. The value of the model is the scientific thinking that goes into selection of the input parameters, not the equations themselves. The model should be readily available to the public in a form that is easy to use and at minimal cost, since the calculations are fairly well established and the development costs of compiling these calculations into a model should not be high. In this way, the model is more likely to be used for related purposes as well, such as in making decisions about site contaminants in the area of property transfers, etc.

III. EXISTING METHODS FOR DEVELOPMENT OF CLEANUP CRITERIA

On the basis of the above criteria, the CCREM recommended that a combined approach be investigated which would incorporate elements from both the absolute and relative strategies. It was believed that this approach would allow the development of a scientifically defensible, easily standardized, and "user-friendly" system which would also provide the most cost-effective means of developing cleanup levels for a wide diversity of sites.

This section describes the existing absolute and relative approaches, and concludes with an evaluation of two new models that have recently been developed which combine selected aspects of the absolute and relative approaches.

A. Absolute Approach

This approach entails establishing a fixed concentration for a given contaminant in a specific medium which is applicable to all sites and below which no adverse health effects are expected. An analogy would be establishing a speed on the road below which no vehicle is allowed to travel, no matter what type of vehicle (car? truck?) or driver (adult? child?) or street condition (highway? dirt road?) or weather (sunshine? snow?).

Such a standard appears to be simple to establish, easy to implement and enforce, but in fact is totally impractical as it does not take into account the reality and uniqueness of each driving situation (or site condition). In addition, it is also not a fair or cost-effective approach, as a speed would have to be established which is protective of the vast majority of drivers and vehicles, which means most vehicles would be driving at a slow speed which may not be fuel-efficient. Furthermore, such a standard does not take into account the fact that some of the vehicles would be designed to travel at a higher rate of speed than others without a corresponding increase in risk (a convertible vs. a truck).

Advantages

The advantages of the absolute approach is that it is easy to implement and simple to use, at least initially. "It appears to be an objective process, grounded in scientific analysis and free of value judgments, and relieves policy makers from a cumbersome burden of dealing with uncertainty" (Environment Canada, 1988). Over time, the impracticality of the approach renders it less easy to use and implement. This approach has been used for several years in the absence of better data with which to assess risks, as is thus in widespread use in various forms.

Disadvantages

The drawbacks are that absolute levels by definition are not site-specific, which means that cleaning up a site to that level will either be overly protective of human health and the environment, or not protective enough. Neither of these outcomes is beneficial: the cost of overprotection is achieved at the expense of having less funds available to address other sites which may pose greater risk. "The more we spend on cleanliness as a moral ideal, the less we have to spend on real health threats." (Bovard, 1989)

Therefore, use of trigger levels implies that health and cost are less important than simplicity. This explains why absolute values are increasingly found to be not scientifically, economically, or politically acceptable.

Examples

The Environment Canada (1988) report contains a detailed evaluation of the methods summarized here.

Ad Hoc Practices: Deciding cleanup levels according to public pressure, perceived risk, or other criterion other than whether the site poses a true hazard. An arbitrary and capricious method which is perceived to be (and is) unfair because the values vary from site to site for reasons other than actual risk to health or the environment. This method has been described by the U.S. Congress Office of Technology Assessment as "no longer acceptable." (Environment Canada, 1988)

National Goals/Standards: Setting the same cleanup standard which applies to all sites. Examples include threshold levels used in The Netherlands (the "ABC" System), France, Alberta, Ontario, and United Kingdom ("Harwell" figures).

Under the "ABC System" (or variations on this method), contaminant levels are grouped in one of three categories (A, B or C). The criteria for each of these categories are outlined below.

- (A) Contaminants present at background or detection limit.
- (B) Contaminants present at "moderate" levels (i.e., requires detailed analysis and some restorative or reclamation procedures may be necessary for agricultural, residential or recreational uses).
- (C) Contaminants present at "severe" levels (i.e., would require corrective measures and restrictive land uses until such time as reclamation techniques lower the contaminant values).

This type of system is used as a general guide to the management of contaminated soils and groundwater.

None of these approaches provides the scientific basis for how these levels were chosen; the Harwell report acknowledges the levels were based on "professional judgment" (Department of the Environment, 1987), as are the others. With the amount of data available today to determine site-specific cleanup values, there is no longer any justification for basing cleanup levels simply on "judgment" as used to be necessary when far less data were available. In addition, these values do not meet most of the criteria set forth in the previous section.

Background Levels: Setting cleanup levels according to existing "background" levels on the assumption that background exposures do not pose a risk. Although seemingly straightforward, this approach has the following main drawbacks: background levels are rarely known in a given area; background levels for some common substances is zero (such as PCB) which may not be technologically possible to clean up to; and, most importantly, background levels may be above or below levels which are associated with adverse health effects, which means that cleaning up to background levels may not ensure adequate protection of health or the environment in some areas (as is often the case with radon or lead).

Furthermore, it has been determined that the natural levels of inorganic chemicals in particular may differ widely from place to place, such that "at many places worldwide (e.g., FRG, Belgium, The Netherlands, [Australia]), the natural levels of heavy metals in soil exceed concentrations which would require cleanup according to trigger values set by, e.g., the Dutch authorities." (Poels, 1989) The U.S. Congress Office of Technology Assessment has concluded that "cleanup criteria based on background or pristine levels did not make environmental, technical, or economic sense." (Environment Canada, 1988)

Technology-Based Standards: Using the best available technology or best engineering judgment to determine how the site will be cleaned up, regardless of whether there is a hazard posed by contaminants at the site. This can be a very costly criterion if there is little actual risk. The CCREM concluded that "although attractive, technology-based standards did not offer human health and environmental protection comparable to the cost of implementation." (Environment Canada, 1988).

Land Use: Establish cleanup levels and remedial measures according to intended land use, e.g., cover a land farm with paving to convert it to industrial use, or remove/treat the material if it is to be converted to residential use. Although end land use is an important consideration which should be

incorporated into decisions about how to clean up the site, the cleanup levels should not be established without being correlated to the actual health risks associated with those levels.

Cost-Benefit: Compare the costs of remediation with benefits in terms of reduced risk to health or the environment. This approach is hard to implement as it is very difficult to measure environmental impacts in dollars or place a monetary value on risk to human health in a way that is acceptable to the public.

B. Relative Approach

This approach derives site-specific cleanup levels according to the exposure conditions at each site, which results in cleanup levels which are protective of health and environment *at that site*. This is the "new generation" of health risk assessment guidelines which are designed to address many of the deficiencies of the trigger level approach.

Advantages

The advantages of the relative approach is that it generates scientifically defensible numbers which are truly protective for that site. This approach is the most cost-effective method of determining cleanup levels since no more and no less is expended than is required to clean up the site to appropriate levels.

In other words, an absolute level may cost \$10,000 to develop and result in \$2,000,000 of cleanup costs which may have little to do with the actual risks posed by the site. A level based on a relative approach may cost \$50,000 to develop, but result in a \$1,000,000 cleanup which is protective of health and the environment.

Disadvantages

First, incorporating all the above-mentioned criteria means the system is necessarily complex in terms of the quantity and diversity of data which need to be evaluated. The process of deriving cleanup levels can be time-consuming and expensive in the absence of standard guidelines as to how to develop the cleanup levels, and without a computer-based model or spreadsheet to facilitate making the calculations (although the cost is generally recovered through the development of more defensible levels, as previously discussed). Because cleanup levels will vary between sites, the process will be perceived as unfair until there are consistent guidelines in place for the *process* by which these levels are to be determined.

Examples

Site-Specific Risk Assessment: A formal process of quantifying the probability that adverse effects will occur due to exposure to a chemical. This requires specific guidance regarding indicator chemical selection, estimating exposure, calculating risk for each exposure pathway and route, often in the absence of definitive data.

Existing methods based on the risk assessment approach include the US Army's Preliminary Pollutant Limit Values (PPLV), the U.S. Environmental Protection Agency's Risk Assessment Guidance for Superfund (USEPA, 1989), and the State of California's "Site Mitigation Decision Tree" approach to deriving site-specific Applied Action Levels (AAL) at any abandoned or uncontrolled waste site. The CCREM report (Environment Canada, 1988) concluded that these were the only three strategies which met their criteria for methods to develop soil cleanup levels. Site-specific risk assessments and models which are not based on one of these methods are generally much less rigorous.

Although the methods described here are scientifically stronger than the absolute methods, they are nonetheless cumbersome systems which can be very tedious to use in terms of the time (and therefore

cost) required. Calculations for these methods can be readily set up on spreadsheets by individual users, but each features some major drawbacks to its use due to inadequate guidance on input parameters, excessive documentation required to explain the results, length of time required to generate meaningful results, lack of a computer model to ensure consistency in applying the calculations, or other problems. However, each system is under constant review and revision, and is improving over time.

C. Combined Approach

An ideal system for determining cleanup levels should incorporate the best features of both the absolute and relative approaches. The process for determining cleanup levels (not the levels themselves) should be uniform and consistent across all sites, and the cleanup values themselves should be site-specific in order to ensure adequate protection of health and the environment at that site. This should result in a method which is both *equitable* and *technically sound*.

Several models exist which are designed to determine soil cleanup levels. Of these, two are more comprehensive than their counterparts. These are evaluated here relative to the criteria set forth for what ideally should be included in establishing cleanup levels.

Examples

AERIS (Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites): This model was developed as a result of the CCREM recommendation to develop a model which would incorporate the best features of the absolute and relative approaches (Environment Canada, 1988). The model is currently under development by Environment Canada; the current working version (AERIS 2.1) was completed in November 1989 and is expected to be commercially available in early 1990.

However, there is at least one version of AERIS currently in commercial usage, in Australia (Bulman, 1989; SPCC, 1989). This appears to be a modification of one of the earlier versions of AERIS, perhaps 1.0 or 2.0. Only the Australian version of AERIS is evaluated in this paper in detail, as the official Canadian version is still under development and much of the supporting material was not available at this writing.

The Australian version is apparently a modification of the original AERIS model still under development. Unfortunately, based on discussions with the developers of AERIS in Canada, this Australian adaptation of AERIS is not consistent with the original intent of AERIS as established by CCREM or the developers (Ibbotson, 1990; Stelzig, 1990), and there is some resulting confusion as a result of both models working under the same name. Some of the deficiencies of the Australian version are noted here, and distinguished from the original Canadian version where possible to help clarify the differences in the models.

Although AERIS as used in Australia has some strong assets, notably a very thoroughly developed section on soils chemistry, there are major deficiencies associated with use of this model. One major disadvantage is that little or no scientific justification is provided for the input parameters and calculations used to develop site cleanup levels. Only two out of dozens of required calculations were provided in the printout used for a site in Australia, and both were incorrect. Not knowing what calculations were used to estimate risk is a serious deficiency as the validity of the model cannot be assessed without knowing these calculations. As most (if not all) of the calculations are already readily available to the public, this is a curious and unnecessary deficiency. As discussed in the text, hazard and risk assessment is no place for black boxes.

More serious is the lack of justification for the input parameters that are used in the model in Australia. In the printout evaluated for this paper, the bibliographic references cited for dozens of input values are outdated and incomplete, such as "USEPA 1980" and "Australia 1984" for certain health criteria. Not providing a full or current citation is not appropriate for a scientific model, particularly one which attempts to estimate risk to health.

(Note: the developers of the model in Canada assert that the model calculations and input parameters are available in three volumes of documentation in support of the original Canadian version (Ibbotson, 1990). Furthermore, they acknowledge that "some of the environmental fate and toxicological

data are constantly being revised by the scientific community and that as a consequence whatever data is included in any model's data base quickly can become stale," and reiterate the importance of using the Canadian model's option to modify most of the parameters with "better, up-to-date, or site-specific data" (Ibbotson, 1990). In using any of these models, it is therefore important to constantly update the model input parameters with current data in order for the model to be valid.)

In trying to verify some of the model results in Australia, it was apparent that there was an inadequate scientific basis for some of the input values used. As an example, several of the ADIs used in the model were based on short-term data in rats, but used to estimate long-term exposure in humans without adequately accounting for the high level of uncertainty in such an extrapolation. In addition, occupational exposure criteria were used for almost all values for public exposure levels, which is widely known not to be appropriate (ACGIH, 1989). (Note: the Canadian developers concur that the use of occupational guidelines is "inappropriate" and they "have no knowledge of any such guidelines being used in AERIS" (Ibbotson, 1990).) Several other deficiencies were noted as well in the Australian model, some quite serious with regard to accurately estimating risk.

Furthermore, the model attempts to generate a level which is of "acceptable risk," explaining in the model documentation that "acceptable risk is defined by toxicological data" (Bulman, 1989). This is inaccurate – determining the acceptability of risk is a value judgment, not a technical question and for a model to attempt to decide the acceptability of risk is well outside the scope of its purpose. (Note: the Canadian developers concur with this statement and assert that the original AERIS is used to "derive levels of risk, and that regulatory agencies decide how "acceptable" levels are defined" (Ibbotson, 1990).)

Several pathways and routes of exposure are not included in the Canadian or Australian model, which is a serious deficiency if the purpose of the model is to accurately estimate hazards. Dermal exposure is not evaluated, which can be a significant route of exposure (particularly to children) at many sites. No non-human receptors are directly assessed (wildlife, livestock, fish, vegetation, etc.), nor human exposure to these receptors, thus further underestimating risk at most sites. Several other deficiencies of the model render the results given by the (modified) AERIS calculations of little use in accurately estimating risk, as the model now exists, as it does not give an accurate picture of the complete hazard posed by contaminants at a site.

Finally, the Australian model is extraordinarily expensive, costing up to several thousands of dollars to run what is basically a spreadsheet exercise. Given that neither the scientific basis of the input values nor the calculations themselves are given in the resulting report, in addition to the fact that the model does not address all sources, pathways, and receptors of concern (and thereby underestimates the actual risk), the model is of questionable value at any cost. No cost has been established for the Canadian version of AERIS being prepared for commercial distribution.

Despite these drawbacks, these model deficiencies can be corrected and the model could become very useful in helping to establish soil cleanup levels. It is hoped that when Environment Canada releases the commercial version of AERIS that it be released to the public domain at minimal cost, and with adequate documentation, in order to encourage its widespread use. This in turn will allow improvements to the model over time as the model is applied to an increasing number of sites.

In conclusion, significant differences apparently exist between the current working version of AERIS in Canada vs. the version in commercial use in Australia by the same name, which appears to be based on an earlier version of AERIS. Independent of these differences, serious deficiencies exist in the model in that it does not evaluate all pathways, routes, and receptors of potential concern. As a result, estimates of risk posed by a hazardous waste site may be underestimated at a site by the AERIS model, perhaps significantly, and the results of neither model are qualified as to the degree of uncertainty or potential underestimation of risk due to not addressing all pathways, routes, and receptors of concern. This serious deficiency should be corrected before this model is used to help determine cleanup levels at contaminated sites.

HESP: A document entitled "Hazard Assessment of Chemicals in Soil" has been conceived and developed by the European Chemical Industry Ecology and Toxicology Center, and will be published in early 1990 (Poels, 1990). The mathematical modelling component of the document, which is designed to estimate exposure concentrations, is called the Human Exposure to Soil Pollutants or HESP model and is based on an earlier version of the AERIS model (Poels 1989). To AERIS they added several exposure

ANNEXE



EUR/ICP/CEH 035
ENGLISH ONLY
UNEDITED

IDENTIFICATION OF PRIORITY CHEMICALS IN HAZARDOUS WASTES

prepared for the
WHO Regional Office for Europe

by
Environmental Resources Ltd.

1990

EUR/HFA target 23

All rights in this document are reserved by the WHO Regional Office for Europe. The document may nevertheless be freely reviewed, abstracted, reproduced or translated, but not for sale or for use in conjunction with commercial purposes. Any views expressed by named authors are solely the responsibility of those authors.

Alle Rechte an diesem Dokument liegen beim WHO-Regionalbüro für Europa. Das Dokument darf jedoch außer zu Verkaufszwecken oder in anderem kommerziellen Zusammenhang ohne vorherige Genehmigung rezensiert, in Auszügen gebracht, vervielfältigt oder übersetzt werden. Die in dem Dokument zum Ausdruck gebrachten Ansichten geben ausschließlich die Meinung der namentlich angeführten Autoren wieder.

Tous les droits relatifs à ce document sont réservés par le Bureau régional de l'OMS pour l'Europe. Il peut cependant être commenté, résumé, reproduit ou traduit sans autorisation, pour autant qu'il ne s'agisse pas d'un usage lié directement ou indirectement à des fins commerciales. Les vues exprimées par des auteurs nommément désignés n'engagent que la responsabilité de ces derniers.

Европейское региональное бюро ВОЗ оставляет за собой все права, связанные с настоящим документом. Тем не менее его можно свободно рецензировать, реферировать, воспроизводить или переводить. Не разрешается лишь продажа документа, либо иное его использование в коммерческих целях. Всю ответственность за любые, выраженные в подписанных авторами статьях, несет сами авторы.

PREFACE

Within the framework of the WHO Regional Office for Europe's programme on hazardous waste (Health For All, Target No. 23), the consulting firm Environmental Resources Ltd. (ERL), London, was requested to examine the various lists of toxic chemicals common in hazardous waste and propose a limited list of priority chemicals. Radioactive and biological wastes were excluded from this study. The revised results of the study were submitted to WHO in April 1987. The document was reviewed, thereafter, by a number of experts in Europe and North America and reexamined by a technical committee headed by Professor Alfons G. Beukens, Free University of Brussels. Their results were submitted to WHO in June 1989.

The ERL report identifies a list of priority chemicals in hazardous waste, using as a basis the OECD and an UAREP-list of potentially hazardous chemicals in waste. Their combination results in a new list of almost 150 chemicals. They were then ranked according to a hazard index established on the basis of:

1. an estimation of the quantity of the chemical produced;
2. aspects of their environmental fate (solubility, volatility, bioaccumulation, degradation); and
3. human toxicity (acceptable daily intake, carcinogenicity, acute toxicity).

This analysis has yielded two lists: one with 12 and another with 21 priority chemicals. A sensitivity test has shown the robust character of the hazard index proposed.

This study is not considered, however, to be a final point in the discussion of toxic chemicals in waste. Indeed, the user of this information must be aware of the inherent limitations of the approach used; limiting the priority chemicals to 12 or 21 items is insufficient to assess the environmental risks inherent to the numerous available hazardous waste streams. Moreover, the quantity produced of a chemical is a criterion of only limited value because the arising of waste and its ecological effect is not always proportional to the amounts produced. Furthermore, the exposure of humans to a given chemical can vary considerably according to local circumstances and conditions of use.

The document does not take into account the evolution of toxicity as a function of biodegradation. Waste, as a rule, is a mixture of substances. In such mixtures, both from the ecotoxicological and the human toxicity point of view, synergistic and/or antagonistic effects can occur. A number of specific remarks, raised by various reviewers, are given as footnotes in pages 11, 13, 14 and 25.

Despite these limitations, the report produced by ERL also features important poles of attraction: the study supplies interesting data on various types of waste and their relative hazard potential and even though ranking studies will always be the subject of criticism, the resulting hazard index is considered an acceptable compromise between practicability and accuracy. This report must thus be seen as one of the elements in the more general concept which WHO considers and generates on dangerous substances in waste.

Acknowledgements are due to the ERL experts who have been involved in preparing the report, and to those contributed to this work through their critical review and constructive comments.

Dr Michael J. Suess
Regional Officer for
Environmental Health Hazards

Copenhagen, August 1989

CONTENTS

	Page
EXECUTIVE SUMMARY	i
1 INTRODUCTION	1
1.1 Background and Purpose	1
1.2 Conceptual Design	1
1.3 Scope of Study	2
1.4 Report Layout	2
2 IDENTIFICATION OF CANDIDATE CHEMICALS	5
2.1 Approach	5
2.2 OECD List of Potentially Hazardous Wastes	5
2.3 Representative Chemicals Found at Chemical Disposal Sites	6
2.4 Candidate Chemical List	6
3 DEVELOPMENT OF A RANKING SCHEME	9
3.1 Model Construct	9
3.2 Chemical Quantity Scoring	10
3.3 Environmental Fate and Transport Scoring	11
3.4 Toxicity Scoring	15
4 APPLICATION OF THE RANKING SCHEME	19
4.1 Introduction	19
4.2 Development of Data Base	19
4.3 Overall Scoring Procedure	25
4.4 Sensitivity Analysis	27
5 CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS	31
REFERENCES	33
ANNEX A Chemical Waste Profiles	34
ANNEX B Inter-Country Comparisons	65
ANNEX C Asbestos Gravimetric Potency Estimate	72

EXECUTIVE SUMMARY

The study was undertaken to identify a list of **priority chemicals** in hazardous wastes potentially disposed of by landfilling in Europe. This report describes the development and implementation of a **numerical ranking scheme** to develop such a priority list.

The ranking scheme was based on consideration of three sets of factors:

- **quantity of chemical constituent;**
- **environmental fate and transport; and**
- **human health effects.**

Indicator parameters were identified for each of these factors and numerical scores assigned to each indicator parameter. The scores for the indicator parameters were then combined mathematically to generate an overall hazard index, which formed the basis for the ranking.

In developing the ranking scheme, **limitations** were identified both in the numerical ranking process itself and in the chemical-specific data used in the study.

These limitations can be summarised:

- **the use of value judgements** in developing scoring schemes and combining scores in a numerical scheme; and
- **the absence of readily available data on waste characteristics and management practices.**

In response to the limitations of the numerical ranking process, a **sensitivity analysis** was performed on the results of the ranking. Based on the results of the sensitivity analysis, two options were presented for the list of priority chemicals:

- **a list of 21 chemicals** based on elimination of the six consistently lowest-ranked chemicals; or
- **a list of 12 chemicals** consistently ranked high in the sensitivity analysis.

In addition, to improve the ranking scheme it was recommended that additional work be carried out to **refine the information on waste characteristics**, particularly to define the fraction of wastes that are disposed of by landfilling.

1 INTRODUCTION

1.1 Background and Purpose

At the WHO Meeting of 12-13 October, 1983 in Copenhagen on Hazardous Waste Impact on Human Health, it was recommended that the potential public health impact of hazardous waste disposal should be assessed by an investigation of substances of possible concern. Of particular interest was the health hazard posed by chemicals in the context of landfill disposal.

The purpose of this study, therefore, was to identify those chemicals of highest significance to health because of their ubiquity in hazardous waste and toxicity with respect to human and environmental health. The study can be considered as a first step in identifying priority chemicals, which subsequently could be studied further to establish their suitability for landfilling.

This document describes the development and implementation of a numerical ranking scheme to identify a list of priority chemicals in wastes potentially disposed of by landfilling in Europe.

1.2 Conceptual Design

The potential risks to human health posed by the landfilling of hazardous wastes depend on a number of factors, which can be broadly characterised under the headings of exposure and health effects. The potential for human exposure can be further divided into the quantity of chemical occurring in waste streams and the environmental fate and transport properties of the chemical.

There are essentially two types of approach to evaluating and combining these chemical-specific factors into a scheme for ranking purposes.

- o Numerical ranking schemes which assign numerical scores to the toxicological and environmental parameters representing the factors, and combine the scores into a series of subscores or an overall score.
- o Modelling schemes which use a model to combine the toxicological and environmental parameters into a single value which takes into account the probability of an effect as a function of dose. For example, in this case the model would aim to predict chemical releases from a landfill and predict environmental concentrations and ultimately risk to a hypothetical human receptor.

Numerical schemes are relatively inexpensive and simple to use, but are also much more judgemental than modelling approaches, particularly in the way in which scores for individual parameters are combined. One variation in these type of schemes is the use of so-called multiple discriminators, whereby high scores in particular categories can be used to "red-flag" chemicals of particular concern

(OTA 1981). This type of scheme has been adopted in the Netherlands WMS Scheme for chemical ranking (Konemann & Visser, 1984) which in turn appears to borrow from the approach being used by the US EPA's Office of Toxic Substances.

In contrast to numerical schemes, modelling methods make maximum use of available data, have the capability to evaluate multi-media impacts, and provide more precise results than numerical schemes. Furthermore, there is a physical meaning attached to the output in that it represents a risk score or index. However, these tools have large data requirements and are complex and expensive to develop and use.

A modelling approach was therefore considered beyond the scope of this study, although we note that a model of this type has been developed by the US EPA's Office of Solid Waste for assessing the risks and costs associated with alternative waste management options for hazardous wastes (ICF 1984).

The conceptual approach adopted for this study was thus a numerical ranking scheme based on three sets of factors.

- quantity of chemical constituent;
- environmental fate and transport; and
- human health effects.

1.3 Scope of Study

To ensure a focussed approach within the available resources, the following basic premises were established at the beginning of the study.

- o Consideration of health effects was restricted to human health as opposed to ecological effects.
- o The output from the study was aimed at a listing of approximately 10 priority chemicals, or groups of chemicals if appropriate.
- o The identification and classification of priority chemicals was based on sources of readily available data.
- o The study was not designed to include existing background levels as part of the ranking process, although this could reasonably be undertaken as a next step.
- o Consideration of the toxicity of products of decomposition or reaction was not included.

1.4 Report Layout

The development and implementation of the numerical ranking scheme is described in the following sections of the report.

- o Section 2 outlines the selection of candidate chemicals to which the ranking scheme was applied.
- o Section 3 describes the ranking scheme and the scoring systems devised for each of the chemical evaluation factors.
- o Section 4 presents the application of the model to the candidate chemicals and the results obtained.
- o Section 5 summarises the conclusions of the study and recommends additional measures to improve the results.

2 IDENTIFICATION OF CANDIDATE CHEMICALS

2.1 Approach

To focus the data collection and chemical scoring process on a manageable number of wastes and chemicals, the first step in the study was to develop a list of candidate chemicals. This list was based on two principal criteria:

- chemical constituents which are widely considered to be hazardous by European waste controlling authorities; and
- chemicals which historically have been found in the environment in the proximity of hazardous waste disposal sites.

In considering these criteria a composite list was developed by combining two existing lists described in the following sections.

2.2 OECD List of Potentially Hazardous Wastes

The OECD list is a list of potentially hazardous waste constituents developed by OECD based on the overlap of wastes listed by twelve OECD member countries and by six international conventions (OECD, 1984). The list was developed as part of a programme to harmonise international control of hazardous wastes, particularly with respect to transfrontier movements. The data for the list were selected from the national and international sources shown in Table 2.2(a).

<u>Table 2.2(a)</u> <u>Basis for OECD List of Potentially Hazardous Wastes</u>	
<u>National Lists</u>	<u>International Lists</u>
o Austria	o EEC List
o Denmark	o Barcelona Sea Dumping Convention List
o Finland	o Helsinki Sea Dumping Convention List
o France	o London Sea Dumping Convention List
o Germany	o Oslo Sea Dumping Convention List
o Italy	o Paris Convention List
o Japan	o Information required on Consignment
o Netherlands	Documents used to monitor waste
o Norway	movements (available for 14 OECD
o Sweden	countries).
o Switzerland	
o United Kingdom	

Wastes were included in the consolidated list when the waste was listed on fourteen or more of the individual lists.

Two anomalies were noted in the OECD list:

- the duplication of tetrachloroethylene and perchloroethylene which are synonyms; and
- the use of the term "ethylene chloride" which is not a chemical name that we are aware of and may be duplication of dichloroethene (ethylene dichloride) or monochloroethylene (vinyl chloride).

Both these duplications were deleted from the consolidated list.

2.3 Representative Chemicals Found at Chemical Disposal Sites

This list was based on a review of chemicals found most frequently in the monitoring of groundwater, surface water and air at Superfund sites in the United States (UAREP, 1985).

Most, but not all of the chemicals were included based on their identification in the vicinity of eight or more of the National Priority List sites which were designated by the United States Environmental Protection Agency in 1983 under the provision of the Superfund Act. Some chemicals were excluded for the following reasons:

- the absence of information on chemical concentrations;
- no clear indication that the chemical was associated with hazardous waste disposal operations e.g. iron; or
- no identification of a specific chemical compound.

In addition, a number of chemicals which were identified less frequently at Superfund sites, were included in the list because they met other criteria relating to environmental mobility, potential to cause human health effects or posed a significant concern to the scientific community or the general public, e.g. DDT, 1,2-dichlorobenzene, asbestos and hexachlorocyclopentadiene.

On the basis of these selection criteria, a list of 39 chemicals were identified as being representative of waste constituents found at chemical waste disposal sites. Although the data are based on US experience only, we believe that, at the level of broad priority setting required for this study, the list is also applicable to hazardous waste management in Europe.

2.4 Candidate Chemical List

The two lists were combined and classified by chemical groups as shown in Table 2.4(a). In most cases, the chemicals found at disposal sites were also included in the OECD list. Those chemicals or chemical classes occurring in both lists are marked with an asterisk. A total of 28 chemicals or chemical classes fall into this category.

Table 2.4(a)
Candidate Waste Chemicals and Chemical Classes

	1. <u>Halogenated Aliphatic Solvents</u>	8. <u>Cyclic Chlorinated Aliphatic Compounds</u>	14. <u>Organoallicons</u>
	<ul style="list-style-type: none"> * Chloroform * Dichloromethane (Methylene chloride) * Tetrachloroethylene (Perchloroethylene) * Carbon tetrachloride * 1,1,1, - Trichloroethane * Trichloroethylene 	<ul style="list-style-type: none"> Hexachlorocyclopentadiene Hexachlorobutadiene 	<ul style="list-style-type: none"> <u>Organic Isocyanates</u> <u>Inorganic Isocyanates</u> <u>Aliphatic Amines</u>
2.	<ul style="list-style-type: none"> <u>Halogenated Pesticides</u> * DDT Dieldrin Heptachlor Kepon Lindane Chlordane 	<ul style="list-style-type: none"> Glycol ether Butyl acetate Carbon disulphide Cyclohexanone Pyridine Toluene * n-Butanol * Methyl ethyl ketone Acetone Varsol Turpentine Xylene Hexane Cello-solve Ethyl acetate Diethyl ether Methanol Dioxane Tetrahydrofuran Methylisobutyl ketone Kerosene 	<ul style="list-style-type: none"> N-Nitrosodimethylamine <u>Aromatic Amines</u>
3.	<ul style="list-style-type: none"> * <u>PO3s/PCIs</u> 		<ul style="list-style-type: none"> <u>Non-Halogenated Organic Compounds n.o.s.</u>
4.	<ul style="list-style-type: none"> * <u>Dioxins</u> 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin 		<ul style="list-style-type: none"> Ancholorous paraffin Ethylene glycol Decalin Ethyl glycol Tetralin Dimethyl formamide Dimethyl sulphoxide Dimethyl sulphide Methyl acetate Glycerine Formaldehyde Bis (2-chloroethyl) ether
5.	<ul style="list-style-type: none"> * <u>Chlorophenols</u> Dichlorophenol Chlorophenol * Pentachlorophenol Other chlorinated phenols 		
6.	<ul style="list-style-type: none"> <u>Halogenated Aromatics n.o.s.</u> Chlorobenzene 1,2 - Dichlorobenzene Hexachlorobenzene 	<ul style="list-style-type: none"> Phenolic Compounds (excluding chlorophenols) * Phenol Ethyl phenol Cresols 	<ul style="list-style-type: none"> <u>Heavy Metals</u> * Mercury Compounds * Cadmium Compounds * Chromium Compounds * Lead Compounds * Copper Compounds * Nickel Compounds * Zinc Compounds * Arsenic Compounds * Antimony compounds * Selenium compounds * Beryllium compounds * Thallium compounds * Tin compounds
7.	<ul style="list-style-type: none"> <u>Halogenated Aliphatics n.o.s.</u> * 1,2 - Dichloroethane (Ethylene dichloride) 1,1 - Dichloroethylene (Vinylidene chloride) 1,1 - Dichloroethane 1,1,2 - Trichloroethane 1,1,2,2, - Tetrachloroethane 1,2 - Dichloroethylene 1,2 - Dibromoethane (Ethylene dibromide) * Monochloroethylene (Vinyl chloride) 	<ul style="list-style-type: none"> <u>Organic Cyanides</u> Acrylonitrile <u>Polyaromatic Aromatics</u> * Benzo(a)pyrene 	
		<ul style="list-style-type: none"> <u>Non-Halogenated Aromatics</u> * Benzene Ethyl benzene Naphthalene 	<ul style="list-style-type: none"> <u>Other Inorganics</u> * Asbestos * Inorganic Cyanides

*Chemicals occurring in both lists

To proceed further, we considered two options:

- apply a ranking model to the entire list of chemicals and chemical classes; or
- concentrate on the shorter list of 28 chemicals or chemical classes.

For the purposes of this study, i.e. to identify a list of approximately 10 priority chemicals, the shorter list was considered to form the most appropriate basis on which to proceed.

3. DEVELOPMENT OF A RANKING SCHEME

3.1 Model Construct

The ranking scheme was based on three sets of evaluation factors:

- chemical quantity;
- environmental fate and transport properties; and
- human toxicity.

It was envisaged that the scheme would result in a series of Hazard Index scores generated by combining these factors or appropriate indicator parameters so that:

$$\text{Hazard Index (HI)} = \text{Chemical Quantity (Q)} \times \text{Environmental Fate and Transport (F)} \times \text{Human Toxicity (T)}$$

This type of construct is essentially a simplified representation of the modelling approach adopted by quantitative risk assessment techniques. Such assessment techniques typically calculate risk to human health as a function of exposure (represented by human dose), and chronic or, in some cases, acute toxicity. The application of the technique to hazardous waste problems has been well documented in the US literature (NAS, 1983; Rodricks, 1984), although it has had more limited use in Europe.

To meet the needs of this study, the approach used here was simpler, but was based on the same principles in defining appropriate factors and indicator parameters. The factors and indicator parameters used are summarised in Table 3.1(a) and their significance is described briefly below.

Table 3.1(a) Factors for Ranking of Hazardous Wastes	
Exposure	Health Effects
<u>Quantity of chemical</u> <ul style="list-style-type: none"> o Waste quantity o Chemical concentration 	<u>Human Toxicity</u> <ul style="list-style-type: none"> o Chronic toxicity o Acute toxicity
<u>Environmental fate and transport properties</u> <ul style="list-style-type: none"> o Solubility o Volatility o Bioaccumulation potential o Persistence 	

Chemical quantity is the most straightforward of the factors and represents the amount of chemical available for release. It was represented in the scheme as the product of **waste quantity** and **chemical concentration** summed over all the wastes in which the chemical occurs.

Environmental fate and transport properties control the dose received by a human receptor and were considered in two categories:

- those that affect the potential for chemical release to the environment represented by **solubility** and **volatility**; and
- those influencing its subsequent environmental behaviour, represented by **persistence** and **bioaccumulation potential**.

Human toxicity, both acute and chronic, was considered in assessing the potential for human health effects. The two measures of chronic toxicity used in the scheme were:

- **acceptable daily intake (ADI)** for non-carcinogens; and
- **unit cancer risk (UCR)** for carcinogens.

In addition, the acute toxicity was represented by the LD₅₀ (see Section 3.4 for definitions of these terms).

Each of these indicator parameters was assigned an overall score on an order of magnitude scale.

An important point to recognise throughout the scoring schemes is that it was necessary to provide a score for all chemicals for each of the indicator parameters irrespective of how well the data have been developed. This necessitated a large number of assumptions and approximations.

These general considerations are further amplified for each of the indicator parameters in the description of the scoring scheme provided in the following sections (1).

3.2 Chemical Quantity Scoring

3.2.1 Approach

The quantity scoring system was designed to rank the hazardous waste constituents according to their occurrence in hazardous wastes.

The first step in developing the scoring scheme was to define what is meant by hazardous wastes. Different definitions of hazardous wastes are used in different European countries and may include a broad range of wastes from agricultural, commercial and industrial sources.

(1) For the purposes of this report the scoring schemes and the development of the chemical-specific data base, to which the scheme was subsequently applied, are described in separate sections of this report (Sections 3 and 4 respectively). In practice, review of the data base played an important role in determining the bounds for the scoring schemes.

For the purposes of this study we have placed a number of restrictions on the definition of 'hazardous' to exclude wastes which we would not expect to be disposed of by landfilling, or which are generated in high volumes at relatively low concentrations.

Examples of such exclusions include:¹

- aqueous effluents which typically would be discharged to sewer;
- small quantity generator wastes disposed of with domestic refuse;
- agricultural wastes;
- fly ash from power generation;
- mining wastes.

The focus of the study was thus on wastes from industrial sources, containing the candidate chemicals either as a by-product or a spent product.

3.2.2 Development of Scoring Scheme

The scoring scheme for chemical quantities was developed by dividing the chemical quantity estimates (developed in Section 4.2) into order of magnitude ranks as shown in Table 3.2(a).²

Quantity (t/yr)	Score
>10,000	5
>1,000 to ≤10,000	4
>100 to ≤1,000	3
>10 to ≤100	2
≤10	1

3.3 Environmental Fate and Transport Scoring

3.3.1 Approach

The environmental fate and transport scoring system was designed to reflect the potential for a human receptor to be exposed to a chemical when disposed of by landfilling.

¹

These exclusions result in underestimations of some of the waste streams to be taken into account: The exclusion of fly-ash results in an underestimation of the quantities of heavy metals requiring permanent and safe disposal; and the exclusion of agricultural waste results in an important underestimation of Cd, Cu and Zn streams released to the environment, especially in regions with an intensive bio-industry. Hence, this exclusion procedure rules out important waste streams both from a qualitative and a quantitative point of view.

²

It must be realized that there exist numerous techniques and various data bases to estimate chemical quantities. Sometimes such methodological differences lead to an important variation in the data produced. Therefore, some of the data on the amounts of waste used in this report might look erroneous. The method used in this report does not take into account the uncertainty of these estimations.

At a landfill site chemical releases can occur to groundwater, surface water and air. Previous studies suggest that the major pathways of concern are typically groundwater and air, although surface water may be of concern for chemicals that are highly bioaccumulative as a result of fish consumption. For assessing release potential, the principal environmental parameters of concern were considered to be:

- **solubility** as a measure of release to groundwater or surface water; and
- **volatility** as a measure of release to air.

To allow for subsequent differences in migration rate and uptake via the food chain **bioaccumulation** and **persistence** were considered as modifiers to the release parameters. As indicated above, bioaccumulation is considered of potential concern for the surface water pathway only. Persistence was not considered to be of significance for exposures via the air pathway for which transport times are relatively short, but may be more important for groundwater for which movement is slower and dispersion more limited.

The scoring for solubility, volatility, bioaccumulation and persistence, and the methodology used to combine them into a single environmental fate score, are described in the following sections.

3.3.2 Solubility Scoring

The use of solubility as an appropriate parameter for release to groundwater or surface water assumes that the concentration of a chemical in landfill leachate is directly related to its solubility. For chemicals at relatively low concentrations (less than 1 ppm), this has been found to be a good approximation, but in recent studies in the United States, the relationship between leachate concentration and solubility has been found to be non-linear (Fed. Reg., 1986). For the purposes of this study we have made the simplifying assumption that the relationship between leachate concentration and release to groundwater or surface water is linear.

The scoring scheme for solubility was developed, therefore, using an order of magnitude scale as shown in Table 3.3(a). (In practice, this may tend to overestimate the release potential of high concentration wastes).

Table 3.3(a) Solubility Scoring Scheme	
Solubility (mg/l)	Score
>10,000	5
>1,000 to <10,000	4
>100 to <1,000	3
>10 to <100	2
<10	1

3.3.3 Volatility Scoring

The volatility scoring scheme was developed by review of various environmental models used to estimate releases to air from landfill sites. For the purposes of this study, the most appropriate of these was considered to be the Hamaker Method developed to describe evaporation from a wet soil column (see Dixon and Rissmann, 1985).

Using this approach the "relative volatility" of a waste constituent can be characterised as:

$$V = (P) (MW)^{-\frac{1}{2}}$$

where

- V = relative volatility
- P = vapour pressure
- MW = molecular weight

The scoring scheme for volatility was then developed by placing the relative volatility values on a four point order of magnitude scale analogous to that used for solubility. The volatility scoring scheme is shown in Table 3.3(b).

Table 3.3(b) Volatility Scoring Scheme	
Volatility (mm Hg(g/gmole) ^{-1/2})	Score
>10	4
>1 to <10	3
>10 ⁻¹ to <1	2
<10 ⁻¹	1

This scheme was developed for organics, but also has application to inorganic waste constituents which may be released as a result of dust generation. The inorganic wastes were assigned a score of one to allow for this release mechanism.

3.3.4 Bioaccumulation and Persistence Scoring

Both bioaccumulation and persistence scoring were considered to be of secondary importance in the environmental fate and transport scoring scheme and this is reflected in the scoring scales developed.³

In the case of bioaccumulation a human receptor could be impacted by consumption of fish from surface water. In practice, however, mixing and dilution rates will tend to reduce concentrations relatively rapidly and removal mechanisms such as volatilisation, photolysis and biodegradation may further reduce concentrations. It was therefore considered that bioaccumulation should only be recognised for the purposes of this study in relatively extreme cases, e.g. PCBs, DDT.

³

This option disregards the possibility that mechanisms such as photolysis and biodegradation are also responsible for the generation of new substances, some of which have hazardous consequences for the environment. Therefore, the statement that bioaccumulation and persistence are of "secondary importance" is unproven.

In the case of persistence, the property of concern is perhaps more appropriately termed degradation, since it was treated as a mechanism for reducing the dose of chemical that might ultimately be received by a human receptor. For assessing exposures via the air pathway, if one makes the assumption that human health concerns tend to be local to the disposal site, then all chemicals can be considered to be equally persistent because of the relatively short travel times from point of release to receptor. For the surface water pathway, with the exception of highly bioaccumulative substances, this route of exposure was considered of minor importance. Thus the main emphasis for persistence or degradation was placed on groundwater, for which the main degradation mechanism is hydrolysis.⁴

The scoring schemes for bioaccumulation and persistence are shown in Table 3.3(c), and essentially consist of an "on-off" approach to scoring each parameter. In the case of bioaccumulation, a relatively high value of 1000 was selected as the threshold for defining highly bioaccumulative substances. For persistence or degradation, only chemicals with extremely short groundwater half lives, i.e. less than 100 days, were differentiated from other chemicals. This is based again on the assumption that human health concerns tend to be local to the disposal site and that a groundwater travel time as low as 100 days to a nearby receptor is a realistic scenario.

Bioaccumulation Factor	Groundwater Half-life (days)	Score
> 1000	< 100	1
< 1000	> 100	0

3.3.5 Combining Environmental Fate and Transport Scores

The overall score for environmental fate and transport was developed in two-steps:

- combination of solubility and volatility scores; and
- adjustment for bioaccumulation and persistence.

In the first step, because the scoring schemes for release, i.e. solubility and volatility are on logarithmic scales, the approach to combining the scores was to select the higher of the two scores. For example, if the scores were the same, the combined score would also have the same value, since the order of magnitude of the release represented by the score would not be considered to have changed.

⁴

The abiotic degradation in water is not restricted to hydrolysis but also proceeds through photolysis and radical reactions.

The second step then involved the addition of the degradation and bioaccumulation score to the combined release score, so that the overall environmental fate and transport score was characterised as:

$$EF = S/V + BCF - D$$

where EF = overall environmental fate and transport score
 S = solubility score
 V = volatility score
 BCF = bioaccumulation score
 D = degradation score.

The maximum score possible using this scheme would be 7.

Inherent in this scoring scheme are assumptions about the relative importance of each component of the scheme. These judgements were in large part based on previous experience from mathematical models and quantitative risk assessments, the presentation of which goes beyond the scope of this study.

3.4 Toxicity Scoring

3.4.1 Approach

The toxicity scoring scheme was designed to rank the hazardous waste constituents according to their toxicity. It should be noted that there are not standardised procedures for ranking chemicals according to their toxic potential, although various ranking schemes have been developed and applied in studies similar to this one. The ranking used in this study was based upon such previous schemes, particularly a number of schemes developed in the United States.

In the scheme presented here, a toxicity score, incorporating measures of both acute and chronic toxicity, was assigned to each hazardous constituent, regardless of the extent of the database available for each substance. To accomplish this objective, a systematic means for relating a variety of measures of toxicity to a single, common measure of chronic toxicity had to be developed, as well as the incorporation of acute toxicity. The scoring for chronic and acute toxicity are described in the following sections.

3.4.2 ADIs for Non-Carcinogens

For those chemicals not known to produce carcinogenic effects, the acceptable daily intake (ADI) was used as the common measure of chronic toxicity. The use of the ADI as a measure of chronic toxicity has much precedence in toxicological science; ADIs have been used as the basis for establishing acceptable levels of human response to pesticide residues, drinking water contaminants, and food additives.

An ADI is defined by the United States EPA as the amount of a toxic agent in mg/kg body weight/day (or in mg/day for a 70 kg person) which is not expected to result in any adverse effects after chronic exposure to the general population of humans, including sensitive subgroups (USEPA 1980a). Operationally, ADIs are calculated by dividing the "no-effect" level derived from animal or human toxicity studies by one or more uncertainty (also called safety) factors.

Although exposure at the ADI is not expected to produce adverse health effects, the ADI is nevertheless directly related to the chronic toxic potential of a substance. Moreover, it is a measure that contains several adjustments designed to yield a common measure of toxicity from diverse data sets.

ADIs have been established for a relatively large number of substances as part of various programmes of EPA and by the US National Academy of Sciences. These values have been used in other studies similar to this one and were adopted for the present ranking scheme without modification (ICF, 1984; Environ, 1985).

The scoring scheme for ADIs was then developed by placing the ADIs on an order of magnitude scale as shown in Table 3.4(a).

ADI (mg/kg/day)	Score
<10 ⁻⁷	9
>10 ⁻⁷ to <10 ⁻⁶	8
>10 ⁻⁶ to <10 ⁻⁵	7
>10 ⁻⁵ to <10 ⁻⁴	6
>10 ⁻⁴ to <10 ⁻³	5
>10 ⁻³ to <10 ⁻²	4
>10 ⁻² to <10 ⁻¹	3
>10 ⁻¹ to <1	2
>1	1

3.4.3 Unit Risk for Carcinogens

For those chemicals identified as carcinogens, the unit cancer risk (UCR) was used as the measure of carcinogenicity. The unit risk is defined as the upper limit on the lifetime probability that the carcinogen will cause cancer at a dose of 1 mg/kg body weight/day. The unit risk is the upper bound on the slope of the carcinogenicity dose-response curve at low exposure levels, and, because of the way it is derived, it is constant over a wide range of low dose exposures. It is thus a measure of carcinogenic potency and is suitable for ranking the relative potencies of various carcinogens.

Unit risks have been developed for a substantial number of carcinogens by EPA's Carcinogen Assessment Group (CAG) and these have been adopted for the present scoring scheme (ICF, 1984; Environ, 1985).

The scoring scheme for carcinogens was based on an order of magnitude scale analogous to that developed for ADIs. However, because the unit risk is a measure of carcinogenic potency, a substance with a high value for a unit risk received a high toxicity score, in contrast to the ADI scale for which a substance with a high value for its ADI received a low toxicity score.

In order to provide some equivalence between carcinogens and non-carcinogens, the scales for scoring carcinogens and non-carcinogens were calibrated so that a carcinogen receiving a score of 5, for example, represents the same degree of hazard as a non-carcinogen receiving a score of 5. This calibration was accomplished by aligning the two scales using the following rationale: a carcinogen is considered to present a "negligible risk" when its risk falls in the range of 10^{-5} to 10^{-6} . An ADI, by definition, is that dose of a substance that would pose no risk or, more likely, a very small (i.e. negligible) risk of adverse effects.

If these assumptions are accepted, then the UCR and ADI scales can be aligned by identifying the dose at which carcinogens having given units risks would pose a negligible risk (10^{-6}). Thus, for example, a carcinogen having a unit risk of 10^{-3} (mg/kg/day)⁻¹ would pose a negligible risk at a dose of 10^{-3} mg/kg/day; a carcinogen having a unit risk of 10^{-6} (mg/kg/day)⁻¹ would pose the same negligible risk at a dose of 1.0 mg/kg/day. Using this approach, the UCR scale was derived as shown in Table 3.4(b).

UCR (mg/kg/day) ⁻¹	Score
<10	9
>1 to <10	8
>10 ⁻¹ to <1	7
>10 ⁻² to <10 ⁻¹	6
>10 ⁻³ to <10 ⁻²	5
>10 ⁻⁴ to <10 ⁻³	4
>10 ⁻⁵ to <10 ⁻⁴	3
>10 ⁻⁶ to <10 ⁻⁵	2
>10 ⁻⁶	1

3.4.4 Acute Toxicity

The most common measure of acute toxicity is the LD₅₀. The LD₅₀ represents that dose that is lethal to 50% of the test population following a single exposure. This measure was used to score the waste constituents according to their potential acute toxicity.

To ensure consistency, the lowest reported LD₅₀ for a mammalian species was used for each of the chemicals to be scored. The LD₅₀ for each chemical was expressed in units of mg/kg body weight. Only LD₅₀ values derived from oral, dermal, or inhalation studies were used, since it was recognised that scores based on LD₅₀ values from injection studies will almost always overestimate the acute toxicity of a chemical.

The acute toxicity value (LD₅₀) thus obtained for each chemical was subsequently assigned a score of 0 or 1, representing low or high acute toxicity, respectively, as shown in Table 3.4(c).

Table 3.4(c) Scoring Scheme for Acute Toxicity	
LD ₅₀ (mg/kg)	Score
<100	1
>100	0

Acute and chronic toxicities were not given the same weight in scoring. The likelihood that exposures could reach sufficiently high levels to cause immediately observable, serious toxicity was considered remote, and the principal public health concern for waste chemicals was attributed to chronic toxic effects. For this reason, acute toxicity was considered as a secondary factor, and given a score of 1 only for substances typically considered to be of very high acute toxicity.

3.4.5 Combination of Toxicity Scores

The overall score for human toxicity was based on addition of the chronic and acute toxicity scores so that:

$$T = ADI/UCR + LD_{50}$$

where

- T = overall toxicity score
- ADI = acceptable daily intake score
- UCR = unit cancer risk score
- LD₅₀ = acute toxicity score

In essence, the toxicity of substances having high acute toxicity scores are adjusted upwards by one, while the chronic scores of substances having low acute toxicity are unadjusted. The maximum score possible using this scheme would be 10 (nine for chronic toxicity and one for acute toxicity).

These relative weights assigned to chronic and acute toxicities are arbitrary. In a scheme in which there are but 10 toxicity categories (scores 1-10), however, it was considered inadvisable to permit acute toxicity to affect the score by more than one unit. Thus, a two-fold categorisation of acute toxicity (high, with a score of 1, and low with a score of 0) was considered reasonable.

Although the upward adjustment by one unit of a substance having a chronic score of 2 would appear to give greater weight to acute toxicity than a similar upward adjustment of a substance having a chronic score of 7, it must be remembered that the likelihood that a substance having low chronic toxicity and very high acute toxicity is low and, when exceptions to this general rule occur, it is appropriate that the acute toxicity be given greater relative weight.

4. APPLICATION OF THE RANKING SCHEME

4.1 Introduction

To apply the scoring schemes developed in Section 3 to the list of candidate chemicals selected in Section 2, a three step process was undertaken.

- o The first step was the development of a **chemical-specific data base** for chemical quantity, environmental fate and transport properties and human toxicity, and the assignment of scores to each individual parameter.
- o The second step was the development of an **overall scoring procedure** by which the individual parameter scores could be combined to generate a hazard index.
- o Finally, since the use of any numerical ranking scheme requires certain arbitrary judgements in assessing the relative importance of the individual parameters, the sensitivity of these assumptions was tested by a limited **sensitivity analysis**.

Each of these steps and the results of the ranking scheme are described in the following sections.

4.2 Development of Data Base

4.2.1 Estimation of Chemical Quantities

Hazardous wastes containing the candidate chemicals were identified from the author's personal knowledge and from the following major published sources:

- o Waste Management Papers 1-26 (UK Department of the Environment).
- o L'Etat de L'Elimination des Dechets Toxiques et Dangereux Dans les Pays de la CEE (Seri Renault Ingenierie, 1983).
- o Risk-Cost Analysis Model, Technical Appendix 1 Hazardous Waste Database (ICF, 1984 prepared for the US Environmental Protection Agency).

Chemical quantities for each waste were then estimated as the product of waste quantity and chemical concentration. In developing these estimates a series of chemical profiles were prepared including the following items:

- production and use statistics;
- major uses in Europe;
- sources of waste; and

- waste characteristics.

The profiles are included as Annex A to the report.

In preparing the chemical profiles, lack of data on waste quantities and composition was a major constraint and necessitated the use of a large number of assumptions. In general, quantitative data were rarely available for more than one or two European countries, principally from the UK, Germany or France; and in many cases it was necessary to rely on United States data. Because of these limitations, it was decided to develop comparative data on a common "European" basis using the UK, France and Germany only. To develop European quantity estimates even at this simplified level required the development of a consistent framework of assumptions to allow extrapolation from one country to another. A hierarchy of approaches was developed as follows.

- o Ideally, collect data on waste quantities and composition for the UK, Germany and France.
- o Collect data from any of these countries and extrapolate to the others on the basis of standardised inter-country extrapolation factors.
- o Collect data from the United States and extrapolate to the European situation on the basis on a parallel set of inter-country extrapolation factors.

The inter-country extrapolation factors are discussed in Annex B, and were developed to the extent possible at the highest level of detail for which data were available, for example at the industry or chemical level rather than by comparison of waste generation as a whole.

Based on this system of extrapolation, quantity estimates for the candidate chemicals were derived, and are shown in Table 4.2(a).

A number of important points can be made regarding the estimation of chemical quantities and the assignment of their scores.

- o The chemical quantities reflect the total amount of waste generated rather than the amount landfilled, for which specific data were not available.
- o For asbestos, the quantity was derived by considering that fraction of the total most likely to generate dust in a landfill situation.
- o For DDT, available sources of information suggested that neither the use nor disposal of DDT in Western Europe are currently occurring.

4.2.2 Environmental Fate and Transport Data

Physical and chemical properties for the candidate chemicals were drawn from the following major secondary sources, which include compilations of data prepared for purposes similar to this study:

Table 4.2(a) Chemical Quantity Scores		
Chemical Constituent	Quantity (t/yr)	Quantity Score
Halogenated Aliphatic Solvents		
1 Chloroform	3,000	4
2 Dichloromethane	8,000	4
3 Tetrachloroethylene	8,000	4
4 Carbon tetrachloride	2,000	4
5 1,1,1-Trichloroethane	9,000	4
6 Trichloroethylene	9,000	4
Halogenated Pesticides		
7 DDT	Not currently used in Western Europe	
8 PCBs/PCTs	4,000	4
Dioxins		
9 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin	6	1
Chlorophenols		
10 Pentachlorophenol	50	2
Halogenated Aliphatics nos		
11 1,2-Dichloroethane	20,000	5
12 Monochloroethylene	800	3
Non-Halogenated Solvents		
13 Toluene	2,000	4
14 Methyl ethyl ketone	2,000	4
15 Xylene	3,000	4
Phenolic Compounds (excl. chlorophenols)		
16 Phenol	5,000	4
Polynuclear Aromatic Hydrocarbons		
17 Benzo(a)pyrene	5,000	4
Non-Halogenated Aromatics nos		
18 Benzene	2,000	4
Heavy Metals		
19 Mercury	300	3
20 Cadmium	1,400	4
21 Chromium (hexavalent)	7,000	4
22 Lead	13,000	5
23 Copper	2,000	4
24 Nickel	1,600	4
25 Zinc	3,000	4
26 Arsenic	700	3
Other Inorganics		
27 Asbestos	60,000	5
28 Cyanide	9,000	4

- o Physical-Chemical Properties and Categorisation of RCRA Wastes According to Volatility (Dixon and Rissman, 1985).
- o The RCRA Risk-Cost Analysis Model (ICF, 1984).
- o Site Selection Process - Generic Risk Assessment (Environ, 1985).

The environmental fate and transport data and their corresponding scores are presented in Table 4.2(b). In preparing the data a number of assumptions were made as follows.

- o For the heavy metals, the solubility was based on the solubility of the metal hydroxide or oxide at pH 7.0; or for anionic species, i.e. hexavalent chromium and arsenic, the solubilities were based on the calcium salt.
- o For cyanide, the data presented are for the sodium salt.
- o For PCB, the data presented are for Aroclor 1254 which represents one of the most common commercially used PCB mixtures.
- o For xylene, in the absence of readily available data for bioaccumulation and persistence, these values were approximated to those of toluene which has a similar chemical structure.

4.2.3 Toxicity Data

The toxicity data for the candidate chemicals, like the environmental fate and transport property data, were drawn from the following major secondary sources.

- o The RCRA Risk-Cost Analysis Model (ICF, 1984).
- o Site Selection Process-Generic Risk Assessment (Environ, 1985).
- o NIOSH Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (NIOSH, 1983).

The toxicity data and their corresponding scores are presented in Table 4.2(c). Incorporated in the scoring of the candidate chemicals were the following assumptions:

- o For cadmium, hexavalent chromium, nickel and arsenic, there is evidence of carcinogenicity, but only via inhalation exposure. Consequently, the chronic toxicity scores are different depending upon the route of exposure. For the purposes of this study it was assumed that the principal exposure route for heavy metals will be via the groundwater pathway, so the oral exposure data were used for scoring purposes.

Chemical Constituent	Solubility (mg/l at 25°C)		Volatility (at 25°C)		Bioaccumulation Factor		Groundwater Half-life (days)		Environmental Fate and Transport Score	
	Value	Score	Value	Score	Value	Score	Value	Score	Score	Score
Halogenated Aliphatic Solvents										
1 Chloroform	9,300 (1)	4	15.8 (1)	4	3.8 (3)	0	450 (3)	0	4	4
2 Dichloromethane	16,700 (1)	5	46.1 (1)	4	0.9 (3)	0	540 (3)	0	5	5
3 Tetrachloroethylene	200 (3)	3	1.1 (1)	3	30.6 (3)	0	264 (3)	0	3	3
4 Carbon tetrachloride	500 (1)	3	9.3 (1)	3	18.8 (3)	0	P (3)	0	3	3
5 1,1,1-Trichloroethane	950 (1)	3	10.1 (1)	4	10.6 (3)	0	180 (3)	0	4	4
6 Trichloroethylene	1,100 (1)	4	6.3 (1)	3	10.6 (3)	0	321 (3)	0	4	4
Halogenated Pesticides										
7 DDT	1.3x10 ⁻³ (1)	1	8.0x10 ⁻⁹ (1)	1	2.9x10 ⁴ (4)	1	P (4)	0	2	2
8 PCBs/PCTs	3.1x10 ⁻² (2)	1	4.3x10 ⁻⁵ (3)	1	3.1x10 ⁶ (3)	1	P (3)	0	2	2
Dioxins										
9 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin	2.0x10 ⁻⁴ (2)	1	5.6x10 ⁻⁷ (3)	1	5.8x10 ³ (3)	1	P (3)	0	2	2
Chlorophenols										
10 Pentachlorophenol	80 (1)	2	6.7x10 ⁻⁶ (1)	1	11.0 (3)	0	P (3)	0	2	2
Halogenated Aliphatics nos										
11 1,2-Dichloroethane	8,690 (1)	4	7.6 (1)	3	1.2 (3)	0	540 (3)	0	4	4
12 Monochloroethylene	3,200 (1)	4	64 (1)	4	1.2 (3)	0	300 (3)	0	4	4
Non-Halogenated Solvents										
13 Toluene	515 (1)	3	2.8 (1)	3	10.7 (3)	0	P (3)	0	3	3
14 Methyl ethyl ketone	Miscible (3)	5	8.4 (3)	3	0.1 (3)	0	P (3)	0	5	5
15 Xylene	175 (1)	3	3.1x10 ⁻¹ (1)	2	10.6 (5)	0	P (5)	0	3	3
Phenolic Compounds (excl. chlorophenols)										
16 Phenol	82,000 (1)	5	6.4x10 ⁻² (1)	1	1.4 (3)	0	P (3)	0	5	5
Polyuclear Aromatic Hydrocarbons										
17 Benzo(a)pyrene	4.7x10 ⁻² (1)	1	1.2x10 ⁻¹¹ (1)	1	30.0 (3)	0	P (3)	0	1	1
Non-Halogenated Aromatics nos										
18 Benzene	1,780 (1)	4	11.4 (1)	4	5.2 (3)	0	P (3)	0	4	4
Heavy Metals										
19 Mercury	50 (3)	2	Non-volatile	1	3.8x10 ³ (3)	1	P (3)	0	3	3
20 Cadmium	100 (3)	3	Non-volatile	1	64.0 (3)	0	P (3)	0	3	3
21 Chromium (hexavalent)	40,000 (5)	5	Non-volatile	1	16.0 (3)	0	P (3)	0	5	5
22 Lead	140 (3)	3	Non-volatile	1	49 (3)	0	P (3)	0	3	3
23 Copper	30 (3)	1	Non-volatile	1	36 (3)	0	P (3)	0	1	1
24 Nickel	50 (3)	2	Non-volatile	1	47 (3)	0	P (3)	0	2	2
25 Zinc	50 (3)	2	Non-volatile	1	47 (3)	0	P (3)	0	2	2
26 Arsenic	50 (3)	2	Non-volatile	1	44 (3)	0	P (3)	0	2	2
Other Inorganics										
27 Asbestos	Insoluble	1	Non-volatile	1	N/A	0	P (3)	0	1	1
28 Cyanide	4.0x10 ⁵ (1)	5	Non-volatile	1	N/A	0	10 (3)	1	4	4

Notes: Data sources shown in parentheses as follows: Abbreviations used as follows:

- (1) Rissmann and Dixon, 1985
 - (2) Environ Corporation, 1985
 - (3) ICF Inc., 1984
 - (4) Lyman, 1982
 - (5) By analogy with toluene
- N/A = not applicable
P = persistent (>10⁵ days)
Neg = negligible

Table 4.2(c)
Toxicity Scores

Chemical Constituent	ADI Value (mg/kg/day)	Score	LCR Value (mg/kg/day) ⁻¹	Score	LD ₅₀ Value (mg/day)	Score	Toxicity Sub-Score
Halogenated Aliphatic Solvents							
1 Chloroform	N/A		7.5x10 ⁻² (1)	6	800 (4)	0	6
2 Dichloromethane	N/A		6.3x10 ⁻⁴ (1)	4	167 (4)	0	4
3 Tetrachloroethylene	N/A		3.5x10 ⁻² (1)	6	8,100 (4)	0	6
4 Carbon tetrachloride	N/A		1.3x10 ⁻¹ (2)	7	2,800 (4)	0	7
5 1,1,1-Trichloroethane	N/A		1.6x10 ⁻³ (1)	5	750 (4)	0	5
6 Trichloroethylene	N/A		1.9x10 ⁻² (1)	6	4,920 (4)	0	6
Halogenated Pesticides							
7 DDT	N/A		3.4x10 ⁻¹ (2)	7	113 (4)	0	7
8 PCBs/PCTs	N/A		4.3 (1)	8	1,010 (4)	0	8
Dioxins							
9 2,3,7,8-Dichlorodibenzo-p-dioxin	N/A		1.6x10 ⁵ (1)	9	6x10 ⁻⁴ (4)	1	10
Chlorophenols							
10 Pentachlorophenol	3.0x10 ⁻² (2)	3	N/A		50 (4)	1	4
Halogenated Aliphatics nos							
11 1,2-Dichloroethane	N/A		5.8x10 ⁻² (2)	6	725 (4)	0	6
12 Monochloroethylene	N/A		1.8x10 ⁻² (2)	6	500 (4)	0	6
Non-Halogenated Solvents							
13 Toluene	0.43 (1)	2	N/A		5,000 (4)	0	2
14 Methyl ethyl ketone	2.0x10 ⁻² (1)	3	N/A		2,740 (4)	0	3
15 Xylene	229 (2)	1	N/A		4,300 (4)	0	1
Phenolic Compounds (excl. chlorophenols)							
16 Phenol	0.1 (1)	2	N/A		300 (4)	0	2
Polynuclear Aromatic Hydrocarbons							
17 Benzo(a)pyrene	N/A		11.5 (2)	9	50 (4)	1	10
Non-Halogenated Aromatics nos							
18 Benzene	N/A		5.2x10 ⁻² (1)	6	3,800 (4)	0	6
Heavy Metals							
19 Mercury	5.7x10 ⁻⁵ (1)	6	N/A		18 (4)	1	7
20 Cadmium	7.5x10 ⁻⁴ (1)	5	6.6 (1)**	8	72 (4)	1	6
21 Chromium (hexavalent)	2.2x10 ⁻³ (1)	4	41 (1)**	9	50 (4)	1	5
22 Lead	1.5x10 ⁻³ (1)	4	N/A		220 (4)	0	4
23 Copper	2.9x10 ⁻² (1)	3	N/A		159 (4)	0	3
24 Nickel	1.5x10 ⁻² (1)	3	1.2 (1)**	8	350 (4)	0	3
25 Zinc	2.1x10 ⁻¹ (1)	2	N/A		250 (4)	0	2
26 Arsenic	4.0x10 ⁻⁴ (1)	5	12.7 (1)**	9	20 (4)	1	6
Other Inorganics							
27 Asbestos	N/A		5.9x10 ⁻² (3)**	6	N/A (4)	0	6
28 Cyanide	1.1x10 ⁻¹ (1)	2	N/A		6 (4)	1	3

Notes: Data sources shown in parentheses as follows:

* denotes oral route only

** denotes inhalation route only

(1) Environ Corporation, 1985

(2) ICF Inc., 1984

(3) Derived from Kingsbury & Chessin (see Annex C)

(4) NIOSH, 1983

- o For asbestos, there is no generally accepted way of quantifying chronic toxicity on a gravimetric basis, since the adverse health effects are based on exposure to asbestos fibres. In order to generate a measure of chronic toxicity that could be scored on the same way as the other chemicals, assumptions were made about the relationship between mass of asbestos and number of fibres. These assumptions are presented in Annex C.

4.3 Overall Scoring Procedure

Having established independent scores for each of the three sets of factors (chemical quantity, environmental fate and transport and human toxicity), the scores were then added in two steps to generate an overall score.

- o The first step was the addition of the scores for chemical quantity and environmental fate and transport properties to generate an exposure subscore from 1 to 10.
- o The second step was the addition of this subscore to the human toxicity subscore, which also has a range from 1 to 10, resulting in an overall score with a range from 2 to 20.

In this way exposure and human toxicity were given equal weighting in the ranking scheme.

The results of the ranking obtained in this manner are shown in Table 4.3(a). The hazard index scores for the 28 candidate chemicals ranged from 8 to 15. In reviewing these results it should be recognized that the scores are based on a logarithmic scale so that a difference of one point, represents a ten fold difference in risk.⁵

The highest score of 15 was for 1,2 - dichloroethane (ethylene dichloride) which occurs principally as a constituent of ethylene dichloride tars in the production of vinyl chloride. The lowest score of 8 was for copper, nickel, zinc, pentachlorophenol and xylene, all of which have relatively low toxicity scores in the range 1 to 4. No score was recorded for DDT since the available data suggested that DDT is no longer used or disposed of in Western Europe. While this does not eliminate concerns about the previous disposal of DDT wastes, it was considered sufficient to remove DDT from the scope of this study.

In terms of identifying priority chemicals there was no convenient grouping of scores that lent itself to selecting a priority list of approximately 10 chemicals consistent with the objectives of the study. Instead, the scores are typically bunched with several chemicals having the same scores, necessitating the selection of an arbitrary cut-off point to define a priority list. Rather than make such a choice at this stage of the study, it was decided to defer selection of a cut-off point, until the sensitivity of the ranking to changes in assumptions in the scoring process had been examined.

⁵

The hazard of some compounds within the groups chosen vary considerably. Particularly the chromium results are subject to such variability.

Table 4.3(a) Ranking of Chemical Constituents						
Chemical Constituent	Quantity Score	Environmental Fate and Transport Score	Exposure Subscore	Toxicity Subscore	Hazard Index	Rank Order
Halogenated Aliphatic Solvents						
1 Chloroform	4	4	8	6	14	2
2 Dichloromethane	4	5	9	4	13	3
3 Tetrachloroethylene	4	3	7	6	13	3
4 Carbon tetrachloride	4	3	7	7	14	2
5 1,1,1-Trichloroethane	4	4	8	5	13	3
6 Trichloroethylene	4	4	8	6	14	2
Halogenated Pesticides						
7 DDT	N/A	2	N/A	7	N/A	N/A
8 PCBs/PCTs	4	2	6	8	14	2
Dioxins						
9 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin	1	2	3	10	13	3
Chlorophenols						
10 Pentachlorophenol	2	2	4	4	8	7
Halogenated Aliphatics nos						
11 1,2-Dichloroethane	5	4	9	6	15	1
12 Monochloroethylene	3	4	7	6	13	3
Non-Halogenated Solvents						
13 Toluene	4	3	7	2	9	6
14 Methyl ethyl ketone	4	5	9	3	12	4
15 Xylene	4	3	7	1	8	7
Phenolic Compounds (excl. chlorophenols)						
16 Phenol	4	5	9	2	11	5
Polynuclear Aromatic Hydrocarbons						
17 Benzo(a)pyrene	4	1	5	10	15	1
Non-Halogenated Aromatics nos						
18 Benzene	4	4	8	6	14	2
Heavy Metals						
19 Mercury	3	3	6	7	13	3
20 Cadmium	4	3	6	7	13	3
21 Chromium (hexavalent)	4	5	9	5	14	2
22 Lead	5	3	8	4	12	4
23 Copper	4	1	5	3	8	7
24 Nickel	4	2	6	3	9	6
25 Zinc	4	2	6	2	8	7
26 Arsenic	3	2	5	6	11	5
Other Inorganics						
27 Asbestos	5	1	6	6	12	4
28 Cyanide	4	4	8	3	11	5

4.4 Sensitivity Analysis

It has been pointed out in several reviews of rank order classifications that these types of schemes have a number of weaknesses. In particular, criticisms have focussed on the following points.

- o "Combining scores of different effects into one index for ranking purposes entails the use of **value judgements**.
- o There is no logical basis for **assigning weights** to specific factors due to the diversity and composition of the various test parameters", (OTA, 1981).

While we have tried, to the maximum extent possible within the limits of this study, to provide a rationale for the use of value judgements and assignment of weights to specific factors in this scheme, we recognize the validity of such criticisms.

To provide some insight into the sensitivity of the ranking to changes in these assumptions, a limited sensitivity analysis was undertaken with particular attention to the weighting of selected factors. The factors selected for testing were as follows.

- o **Chemical quantity.** In the current scheme, chemical quantity and environmental fate and transport properties were considered equal parts of the exposure subscore, i.e. they were both scored out of a maximum of 5 points. An argument can be made for chemical quantity being assigned a greater significance - accordingly the first sensitivity analysis was a doubling of the chemical quantity scale to a maximum of 10 points.
- o **Exposure.** Similarly, if the ranking scheme is thought of as three components, i.e. chemical quantity, environmental fate and transport, and human toxicity rather than two, i.e. exposure and human toxicity, an argument can also be made for giving each of the three components equal weighting. The second sensitivity analysis was thus a halving of the toxicity scale or effectively a doubling of the overall exposure scale to a maximum of 20 points.
- o **Human Toxicity.** Finally, since each of the previous tests involve increasing the significance of exposure relative to toxicity, the third sensitivity analysis was to increase the relative significance of toxicity. The third sensitivity analysis was thus a doubling of the toxicity scale to a maximum of 20 points.

The results of the sensitivity analysis are presented in Table 4.4(a). Clearly, the results of the current scheme, the "base case" are different from those derived in the sensitivity analyses, although there are significant similarities in the overall pattern. In particular, the same six chemicals are always at or close to the bottom of the ranking: copper, nickel, zinc, pentachlorophenol, xylene and toluene; while the highest-ranked chemicals are typically 1,2-dichloroethane and benzo(a)pyrene.

Table 4.4(a) Sensitivity Analysis		A. BASE CASE	B. QUANTITY SCALE X 2	C. EXPOSURE SCALE X 2	D. TOXICITY SCALE X 2
1.	1,2-Dichloroethane	1. 1,2-Dichloroethane	1. 1,2-Dichloroethane	1. 1,2-Dichloroethane	1. Benzo(a)pyrene
	Benzo(a)pyrene	2. Benzo(a)pyrene	2. Benzo(a)pyrene	2. Chromium	2. Dioxin
2.	Chloroform	3. Chloroform	3. Chloroform	3. Chloroform	3. PCB
	Carbon tetrachloride	Carbon tetrachloride	Carbon tetrachloride	Dichloromethane	4. Carbon tetrachloride
	Trichloroethylene	Trichloroethylene	Trichloroethylene	Trichloroethylene	1,2-Dichloroethane
	PCBs/PCTs	PCBs/PCTs	PCBs/PCTs	Benzene	5. Chloroform
	Benzene	Benzene	Benzene	Carbon tetrachloride	Trichloroethylene
	Chromium	Chromium	Chromium	1,1,1-Trichloroethane	Benzene
3.	Dichloromethane	4. Dichloromethane	4. Dichloromethane	Methyl ethyl ketone	Mercury
	Tetrachloroethylene	Tetrachloroethylene	Tetrachloroethylene	5. Tetrachloroethylene	Cadmium
	1,1,1-Trichloroethane	1,1,1-Trichloroethane	1,1,1-Trichloroethane	PCBs/PCTs	6. Tetrachloroethylene
	Dioxin	Cadmium	Cadmium	Phenol	Monochloroethylene
	Monochloroethylene	Lead	Lead	Monochloroethylene	Chromium
	Mercury	Asbestos	Asbestos	Benzo(a)pyrene	7. 1,1,1-Trichloroethane
	Cadmium	Mercury	Mercury	Lead	Asbestos
4.	Lead	5. Mercury	5. Mercury	6. Mercury	8. Dichloromethane
	Asbestos	Monochloroethylene	Monochloroethylene	Cadmium	Arsenic
	Methyl ethyl ketone	Methyl ethyl ketone	Methyl ethyl ketone	Cyanide	9. Lead
5.	Phenol	6. Phenol	6. Phenol	7. Asbestos	10. Methyl ethyl ketone
	Arsenic	Cyanide	Cyanide	8. Dioxin	11. Cyanide
	Cyanide	Dioxin	Dioxin	Arsenic	12. Phenol
	Toluene	Arsenic	Arsenic	Toluene	13. Pentachlorophenol
6.	Nickel	8. Toluene	8. Toluene	9. Xylene	Nickel
	Copper	Nickel	Nickel	10. Zinc	14. Toluene
	Zinc	Xylene	Xylene	11. Copper	Copper
	Pentachlorophenol	Copper	Copper	12. Pentachlorophenol	15. Zinc
	Xylene	Zinc	Zinc	10. Pentachlorophenol	16. Xylene
		10. Pentachlorophenol	10. Pentachlorophenol	12. Pentachlorophenol	

A clear justification can thus be provided for eliminating the six lowest-ranked chemicals leaving 21 of the candidate chemicals remaining. To eliminate additional chemicals with a view to selecting 10 priority chemicals, the results of the sensitivity analysis were reviewed further to identify any trends in the hazard index scores. Table 4.4(b) shows those chemicals which consistently scored in the top 5 and top 6 respectively for both the base case and the three sensitivity analyses. This could be used as the basis for selecting the priority chemicals resulting in a list of six for those consistently ranked in the top 5 plus a further six consistently ranked in the top 6.

We stress that, perhaps with the exception of 1,2-dichloroethane and benzo(a)pyrene, no particular significance should be assigned to the order in which the chemicals are listed within the two groups of consistently high-ranked chemicals. Furthermore, it should be recognised that in a ranking scheme of this sort in which an arbitrary number of chemicals is selected, that the difference in hazard between those chemicals at the bottom of the list of consistently high-ranked chemicals and some of the candidate chemicals excluded from the list will be marginal. An alternative approach, therefore, would be to eliminate the six consistently lowest-scoring chemicals and retain a list of 21 chemicals in total as the priority list, highlighting 1,2-dichloroethane and benzo(a)pyrene as being of particular concern.

Table 4.4(b) Consistently High Ranked Chemicals		
Top 5	1,2-Dichloroethane (ethylene dichloride)	Top 6
	Benzo(a)pyrene	
	Chloroform	
	Carbon tetrachloride	
	Benzene	
	PCB/PCTs	
	<hr/>	
	Trichloroethylene	
	Chromium (hexavalent)	
	Tetrachloroethylene	
	Monochloroethylene (vinyl chloride)	
	Mercury	
	Cadmium	

Notes: Ranking based on results of sensitivity analysis described in text.

5. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Within the scope of the study a numerical ranking scheme was selected as the most appropriate means of developing a priority chemicals list.

In selecting the priority chemicals, a number of limitations were identified both in the selection process itself and in the chemical-specific data used in the study. These limitations can be summarised as follows.



- o The use of value judgements in developing scoring schemes and combining scores in a numerical scheme.
- o The absence of readily available data on waste quantities and concentrations, necessitating extrapolation from partial data.
- o The absence of readily available data to identify the fraction of the total waste generated that is disposed of by landfilling.

In response to the limitations of the selection process, a sensitivity analysis was performed on the results of the ranking and two options were presented:

- the elimination of the six consistently lowest-ranked chemicals resulting in a list of 21 priority chemicals; and
- if a shorter list is preferred a tentative selection of those 12 chemicals which consistently ranked in the top 6 in the sensitivity analysis.

The two options are summarised in Table 5.1(a). It is stressed that the rank order within the groups of chemicals identified for each option should not be considered significant, with the exception perhaps of 1,2-dichloroethane and benzo(a)pyrene which were consistently the highest-ranked chemicals in the sensitivity analysis.

As a further measure to improve the ranking scheme it is recommended that additional work be carried out to refine the information on waste characteristics, particularly to define the fraction of wastes that are disposed of by landfilling.

Table 5.1(a)		Options for Priority Chemicals List	
		OPTION 1	OPTION 2
1.	1,2-Dichloroethane		
2.	Benzo(a)pyrene		
3.	Chloroform		
4.	Carbon tetrachloride		
5.	Benzene		
6.	PCBs/PCTs		
7.	Trichloroethylene		
8.	Chromium (hexavalent)		
9.	Tetrachloroethylene		
10.	Monochloroethylene (vinyl chloride)		
11.	Mercury		
12.	Cadmium		
13.	Dichloromethane (methylene chloride)		
14.	1,1,1-Trichloroethane		
15.	2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin		
16.	Lead		
17.	Asbestos		
18.	Arsenic		
19.	Phenol		
20.	Methyl ethyl ketone		
21.	Cyanide		

REFERENCES

Dixon, D. and Rissman, E., 1985. Physical-Chemical Properties and Categorisation of RCRA Wastes According to Volatility (Versar Incorporated). Prepared for the US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planned and Standards.

Environ Corporation, 1985. Site Selection Process. Phase 4A: Selection of a Preferred Site(s). Generic Risk Assessment. Prepared for Ontario Waste Management Corporation.

Fed. Reg Vol. 50 No. 229 November 29, 1985.

ICF Inc., 1984. The RCRA Risk-Cost Analysis Model. Prepared for the US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste.

Kingsbury, G.L. and Chessin, R.L., 1984. Monitoring Trigger Levels for Process Characterisation Studies (Draft) (Research Triangle Institute). Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Industrial Environmental Research Laboratory.

Konemann, H. and Visser, R., 1984. Netherlands Approach for Setting Environmental Priorities for Giving Attention to Existing Chemicals: WMS Scoring System.

Lyman, W.J., Reehl, W.F. and Rosenblatt, D.H., 1982. Handbook of Chemical Property Estimation Methods. McGraw Hill Book Company, New York.

National Institute of Occupational Safety and Health (NIOSH). 1983. Registry of Toxic Effects of Chemical Substances 1981-1982 ed. Vols. 1-3. U.S. Department of Health and Human Services Publication No. 33-107.

OECD Environment Committee, Waste Management Policy, 1984. Derivation of a Core List of Potentially Harmful Wastes based upon Analysis of Eighteen National Source Lists of Wastes.

Office of Technology Assessment (US), 1981. Non-nuclear Industrial Hazard Waste. Classifying for Hazard Management. A Technical Memorandum.

Rodricks, J.V., 1984. Risk Assessment at Hazardous Waste Disposal Sites. Hazardous Waste 1(3)333-362.

Seri Renault Ingenierie, 1983. L'Etat de L'Elimination des Dechets Toxiques et Dangereux Dans Les Pays de la CEE.

Universities Associated for Research and Education in Pathology, Inc., 1985. Health Aspects of the Disposal of Chemicals.

ANNEX A

CHEMICAL WASTE PROFILES

1 CHLOROFORM (Trichloromethane)

1.1 Production Data (IRPTC, 1986)

Western Europe 50,000-100,000 t/yr (1976).
 (Major producing regions: Benelux, FRG, France and UK)

United States 137,000 t/yr (1977).

1.2 Major Uses in Europe (IRPTC; WMP 15,19)

Synthesis of chlorodifluoromethane (fluorocarbon 22).
 Also used in manufacture of pharmaceuticals, dyestuffs, cosmetics and toiletries, and in general solvent applications.

1.3 Major Sources of Waste

Residues from manufacturing operations above.
 Spent solvents.

1.4 Waste Characteristics

o No data available on wastes generated in Europe.

o Wastes characterised by analogy to US waste streams from acetaldehyde production (ICF, 1984):

Distillation bottoms:	399,500 t/yr at 3000 ppm	= 1,199 t/yr
Distillation sidecuts:	26,350 t/yr at 26%	= 6,388 t/yr

8,037 t/yr

o No data available for other major sources of chloroform wastes.

o Extrapolating on the basis of US/UK, FRG, FR waste production,

constituent quantity = $\frac{8,037}{2.5}$ t/yr

= 3,214 t/yr say 3,000 t/yr

2 DICHLOROMETHANE (Methylene Chloride)

2.1 Production Data (IRPTC, 1986)

UK	40,000 t/yr (1973)
Italy	25,000 t/yr (1973)
USA	254,000 t/yr (1980)
World	570,000 t/yr (1980)

2.2 Major Uses in Europe (IRPTC, 1986; WMP 15, 1987)

Pharmaceutical and food extraction solvent.
 Plastics processing (solvent).
 Aerosol vapour depressant.
 Plastic foam blowing agent.
 Paint remover.

2.3 Major Sources of Waste (WMP, 5, 1978; ICF, 1984)

Spent solvents and paint wastes.

2.4 Waste Characteristics

- o No data available on wastes generated in Europe.
- o Wastes characterised by analogy to US waste streams from solvent use (ICF, 1984):
 - Waste solvent: 20,680 t/yr at 80% = 16,644 t/yr
- o Extrapolating on the basis of US/UK solvent use,

UK constituent quantity	=	$16,544 \times \frac{40,000}{254,000}$ t/yr
	=	2,605 t/yr
- o Extrapolating on the basis of UK, FRG, FR/UK waste generation ratio,

total constituent quantity	=	$3 \times 2,605$ t/yr
	=	7,815 t/yr say <u>8,000 t/yr</u>

3 TETRACHLOROETHYLENE (Perchloroethylene)

3.1 Production Data

No data available.

3.2 Major Uses in Europe (WMP 15, 1978)

Dry cleaning solvent.
Vapour degreasing solvent.
Manufacture of fluorocarbons.
Textile processing and finishing.

3.3 Major Sources of Waste (WMP 9, 1976)

Spent solvents.
Still bottoms from solvent recovery.

3.4 Waste Characteristics (WMP 9, 1976)

- o In the UK 6,000-10,000 t/yr dry cleaning wastes generated containing between 1,000 and 2,500 t/yr solvent.
- o Higher estimate used to allow for other sources.
- o Extrapolating on the basis of UK, FRG, FR/UK waste production,

total constituent quantity = 2,550 x 3 t/yr
= 7,500 t/yr say 8,000 t/yr

4 CARBON TETRACHLORIDE

4.1 Production Data (IRPTC, 1986)

Germany	120,000 t/yr (1975)
W Europe	278,000 t/yr (1976)
France	70,000 t/yr (1975)
USA	390,000 t/yr (1976)

4.2 Major Uses in Europe (IRPTC, 1986)

Fluorocarbon production (90%)
Solvent (10%)

4.3 Major Sources of Waste (ICF, 1984)

Chlorocarbon production.
No data available on residues from fluorocarbon production.

4.4 Waste Characteristics

- o No data available on wastes generated in Europe.
 - o Wastes characterised by analogy to US waste streams (ICF, 1984):
 - Heavy ends from perchloroethylene production: = 960 t/yr at 93% = 893 t/yr
 - Scrubber effluent from perchloroethylene and carbon tetrachloride production: = 45,400 t/yr at 1.3% = 590 t/yr
 - Waste solvents from cyanuric chloride production: = 17,300 t/yr at 10% = 1,730 t/yr
- 3,213 t/yr
- o Extrapolating on the basis of production data for USA and France/Germany,
 - constituent quantity for France and Germany = $\frac{190,000}{390,000} \times 3,213$ t/yr
 - = 1,565 t/yr
- Extrapolating to,
- total constituent quantity = 1,565 x 1.5 t/yr
 - = 2,348 t/yr say 2,000 t/yr

5 1,1,1-TRICHLOROETHANE

5.1 Production (IRPTC, 1986)

W Europe	120,000-200,000 t/yr (no date)
France	10,000- 50,000 t/yr (no date)
UK	10,000- 50,000 t/yr (no date)
USA	287,000 t/yr (1976)

5.2 Major Uses in Europe (IRPTC, 1986)

Metal degreasing (60%)
Solvent for manufactured products (30%)

5.3 Major Sources of Waste

Metal degreasing - spent solvent and still bottoms from recovery.

5.4 Waste Characteristics

- o No data available for wastes generated in Europe.
- o Wastes characterised by analogy to US waste streams (ICF, 1984):
 - Spent solvents and sludges from degreasing: 45,200 t/yr at 60% = 27,120 t/yr
 - Still bottoms: 2,600 t/yr at 20% = 520 t/yr
 - Steam stripper waste from production of 1,1,1-trichloroethane: 1,300 t/yr at 83% = 1,079 t/yr
 - Heavy ends from production of 1,1,1-trichloroethane: 3,200 t/yr at 27% = 864 t/yr
- o Extrapolating on the basis of production of 1,1,1-trichloroethane,
 - constituent quantity for UK, FRG and FR: $= 29,583 \times \frac{30,000 \times 3}{287,000} \text{ t/yr}$
 - $= 9,277 \text{ t/yr say } \underline{9,000 \text{ t/yr}}$

6 TRICHLOROETHYLENE

6.1 Production/Data (ADL, 1981)

USA 136,000 t/yr (1978)

6.2 Major Uses in Europe (WMP 9, 1976)

Metal degreasing and to a lesser extent textile scouring.

6.3 Major Sources of Waste

Metal degreasing - spent solvent and still bottoms from recovery.

6.4 Waste Characteristics

- o In UK 3,000-7,000 t/yr trichloroethylene from metal degreasing depending on solvent content in the range 30-80% (WMP 9, 1986).
- o Extrapolating to UK, FR, FRG on the basis of total waste production,
constituent quantity = 3 x 3,000-7,000 t/yr
= 9,000-21,000 t/yr
- o Based on falling use of trichloroethylene as a degreaser, the lower estimate of 9,000 t/yr has been adopted as the more realistic figure.

7 DDT (Dichlorodiphenyltrichloromethane)

7.1 Production Data

No DDT produced in Western Europe.

7.2 Major Sources of Waste

- o Major sources of waste are surplus product and discarded containers.
- o No quantitative data available.

8 PCBs/PCTs (Polychlorinated biphenyls/terphenyls)

8.1 Production Data

PCBs no longer manufactured in Western Europe.

8.2 Major Uses in Europe

PCBs still used in electrical equipment, especially transformers and capacitors and heat transfer fluids for specialised applications.

8.3 Major Sources of Waste

Phase out of PCB use occurring in all OECD countries.
Major source is PCB transformer oil and scrap capacitors.

8.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

o Quantities of waste generated as follows:

France	2,000 t/yr (1980)
Germany	3,171 t/yr (1980)
UK	2,000 t/yr (Estimated)
	<u>7,171</u> t/yr say 7,000 t/yr

o Assuming PCB concentration of 50%
PCB constituent quantity = 3,585 t/yr say 4,000 t/yr

10 PENTACHLOROPHENOL

10.1 Production Data (IRPTC, 1986)

USA 20-23,000 t/yr
EEC 500-1,000 t/yr

10.2 Major Uses in Europe

Wood preservation.

10.3 Major Sources of Wastes (WMP 16, 1978)

- o In UK wood preservation wastes generated as follows:
 - Formulating waste: 280,000 l at 5% = 14 t/yr
 - Treatment wastes: 35 t/yr at 5%(est) = 1.7 t/yr
- o Extrapolating to UK, FR, FRG,
total constituent quantity = 15.7×3 t/yr
= 47 t/yr say 50 t/yr

11 ETHYLENE DICHLORIDE (Dichloroethane)

11.1 Production Data (IRPTC, 1986)

Germany	1,123,000 t/yr (1981)
France	>100,000 t/yr (no date)
UK	>100,000 t/yr (no date)
EEC	5,290,000 t/yr (1977)
USA	5,740,000 t/yr (1983)

11.2 Major Uses in Europe (IRPTC, 1986)

Major use in production of VCM.

11.3 Major Sources of Waste (ICF, 1984)

Production of vinyl chloride
 Production of ethylene dichloride
 Production of ethyl chloride

11.4 Waste Characteristics (ICF, 1984)

- o No data available in waste generation in Europe.
- o Waste characteristics estimated by analogy to US waste streams.
 - Heavy ends from EDC production: = 80,300 t/yr at 21% = 16,863 t/yr
 - Heavy ends from VCM production: = 52,700 t/yr at 24% = 12,648 t/yr
 - Column bottoms from ethyl chloride production = 35,400 t/yr at 11% = $\frac{3,894 \text{ t/yr}}{33,405 \text{ t/yr}}$
- o Extrapolating on the basis of EDC production and assuming Germany similar to UK and France (see VCM profile),
 - constituent quantity for UK, FRG and FR = $33,405 \times \frac{3 \times 1,123,000}{5,740,000}$
 - = 19,607 t/yr say 20,000 t/yr

12 VINYL CHLORIDE (Monochloroethylene)

12.1 Production Data (EEC, 1984)

France 994,007 t/yr (1982)
 Germany 768,000 t/yr (1982)
 USA 2,946,757 t/yr (1982)

12.2 Major Uses in Europe

Production of PVC.

12.3 Major Sources of Waste

Production of vinyl chloride.

12.4 Waste Characteristics

- o No data available for wastes generated in Europe.
- o Wastes characterised by analogy to US VCM waste streams.
 - Heavy ends from VCM production: 52,700 t/yr at 2% = 1,054 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR assuming VCM production in UK similar to FRG and FR,

total constituent quantity = $1,054 \times \frac{1,562,000 \times 1.5}{2,946,757}$ t/yr

= 838 t/yr say 800 t/yr

13 TOLUENE

13.1 Production Data (ECE, 1984)

UK	168,953 t/yr (1982)
France (FR)	31,194 t/yr (1982)
Germany (FRG)	<u>248,000 t/yr (1982)</u>
UK, FR, FRG	448,143
USA	3,356,000 t/yr (1982)

13.2 Major Uses in Europe

Production of benzene.
Solvent for paints and coatings, adhesives.
Degreasing in motor vehicle manufacture.

13.3 Major Sources of Waste (WMP 14, 1977)

Paint and coatings manufacture - spent solvent.
Paint application sludges.

13.4 Waste Characteristics

- o No data available on wastes generated in Europe.
- o Wastes characterised by analogy to US waste streams (ICF, 1984):
 - Toluene wastes from paint manufacture: 5,400 t/yr at 60% = 3,240 t/yr
 - Toluene recovery wastes: 1,000 t/yr at 20% = 200 t/yr
 - Paint application sludges: 29,000 t/yr at 1% = 2,900 t/yr
 - Other organic/heavy metal sludges: 73,000 t/yr at 1% = 7,300 t/yr
13,640 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR on the basis of toluene production, data,

total constituent quantity	=	$13,640 \times \frac{448,143}{3,356,000} \text{ t/yr}$
	=	1,821 t/yr say <u>2,000 t/yr</u>

14 METHYL ETHYL KETONE

14.1 Production Data

No data available

14.2 Major Uses in Europe

Manufacture of paint and allied products, e.g. adhesives

14.3 Major Sources of Waste (WMP 14, 1977)

Paint and allied products - spent solvents
Paint application sludges

14.4 Waste Characteristics

- o No data available in wastes generated in Europe.
- o Wastes characterised on the basis of US waste streams (ICF, 1984):
 - Spent solvents from paint and allied products: $3,000 \text{ t/yr at } 60\% = 1,800 \text{ t/yr}$
 - Still bottoms from solvent recovery: $600 \text{ t/yr at } 20\% = 120 \text{ t/yr}$
 - Co-product waste from acetic acid production: $101,700 \text{ t/yr at } 1\% = 1,017 \text{ t/yr}$
 - Light ends from s-butanol production: $22,700 \text{ t/yr at } 9\% = \frac{2,043 \text{ t/yr}}{4,980 \text{ t/yr}}$
- o Extrapolating to UK, FRG and FR on the basis of total waste production,
 - total constituent quantity $= \frac{4,980 \text{ t/yr}}{2.5}$
 - $= \underline{20,000 \text{ t/yr}}$

15 XYLENE

15.1 Production Data (ECE, 1984)

France (FR)	225,000 t/yr (1981)
Germany (FRG)	376,000 t/yr (1982)
UK	<u>168,953</u> t/yr (1982)
UK, FR, FRG	769,953 t/yr (1982)
USA	2,335,000 t/yr (1982)

15.2 Major Uses in Europe (WMP 14, 1977)

Solvent in motor vehicle manufacture, printing

15.3 Major Sources of Waste

Spent solvents

15.4 Waste Characteristics

- o No data available in waste characteristics in Europe.
- o By analogy with toluene, ratio of waste generation relative to solvent production: $\frac{1,821}{448,143} = 0.004$
- o Extrapolating from xylene production,

constituent quantity	= 769,953 x 0.004 t/yr
	= 3,129 t/yr say <u>3,000 t/yr</u>

16 PHENOL

16.1 Production Data

Not applicable

16.2 Major Uses in Europe

Not applicable

16.3 Major Sources of Waste

Coal carbonisation
Heavy organic chemicals production

16.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

- o UK data for phenolic wastes excluding aqueous effluents as follows:
- Oil refining: 120,000 t/yr at up to 100 mg/l =
up to 12 t/yr
 - Coal carbonisation
lime sludges, muds: 50,000 t/yr at up to 1% = up to 500 t/yr
 - Spent oxide: 50,000 t/yr at up to 5,000 mg/l
up to 250 t/yr
 - Heavy organic
chemicals: 15,000 t/yr at up to 5% = up to 750 t/yr
 - Pharmaceuticals: 11,000 t/yr at up to 1% = up to 110 t/yr
 - Plastics manufacture: 850 t/yr at up to 4% = up to 34 t/yr
- 1,656 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR,
- total constituent quantity = 1,656 x 3 t/yr
= 4,968 t/yr say 5,000 t/yr

17 BENZO(A)PYRENE

17.1 Production Data

Not applicable

17.2 Major Uses in Europe

Not applicable

17.3 Major Sources of Waste

Phenol production
Wood preserving sludge (using creosote)
Oil re-refining

17.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

(a) UK Data

- o UK data for tarry materials and for residues from distilling:

100 t/yr at 1% to 2% (est) = 1,000 to 2,000 t/yr

- o Extrapolating to UK, FRG, FR,

total constituent quantity: = 3 x 1,000 to 2,000 t/yr
 = 3,000 to 6,000 t/yr

(b) US Data (ICF, 1984)

- o US data for phenol production, wood preserving sludge and oil re-refining:

- Caustic sludge from re-refining: 9,000 t/yr at 5% = 450 t/yr

- Acid tar from re-refining: 32,000 t/yr at 2% = 3,640 t/yr

- Spent clay from re-refining: 69,000 t/yr at 2% = 1,380 t/yr

- Phenol production tars: 106,200 t/yr at 0.3% = 3,186 t/yr

- Wood preserving sludge: 35,700 t/yr at 0.04% = $\frac{1,428 \text{ t/yr}}{7,084 \text{ t/yr}}$

- o Extrapolating on the basis of US/UK, FR, FRG waste production,

constituent quantity = $\frac{7,084}{2.5}$ = 2,834 t/yr say 3,000 t/yr

- o US-based estimate is consistent with UK data.

- o Use average of UK-based range, i.e. 4,550 t/yr say 5,000 t/yr.

18 BENZENE

18.1 Production Data (ECE, 1984)

France (FR)	514,951	(1982)
Germany (FRG)	1,044,000	(1982)
UK	<u>595,579</u>	(1982)
FR, FRG, UK	<u>2,118,530</u>	(1982)
USA	<u>3,408,000</u>	(1982)

18.2 Major Uses in Europe

- o No European data available
- o US profile of use (IRPTC, 1986):
 - Production of ethylbenzene styrene 50% (1978)
 - Production of phenol/cumene 20% (1978)
 - Production of cyclohexane 15% (1978)
 - Production of nitrobenzene/aniline 5% (1978)
 - Production of maleicanhydride, chlorobenzene, detergent alkylate, 10% (1978)

18.3 Major Sources of Waste

- o No European data available.
- o Major sources assumed to be similar to US, i.e. benzene production and other aromatic derivatives.

18.4 Waste Characteristics

- o No data available on European waste generation.
- o Waste characteristics estimated by analogy to US waste streams (ICF, 1984):
 - Still bottoms from aniline production: 1,800 t/yr at 6% = 108 t/yr
 - Light ends from cyclohexanol production: 2,700 t/yr at 45% = 1,215 t/yr
 - Residue from benzene production from toluene: 22,750 t/yr at 10% = $\frac{2,270}{3,593}$ t/yr
- o Extrapolating on the basis of benzene production,
 - total constituent quantity = $3,593 \times \frac{2,118,000}{3,408,000}$ t/yr
 - = 2,233 t/yr say 2,000 t/yr

19 MERCURY COMPOUNDS

19.1 Production Data

No European data available.

19.2 Major Uses in Europe (WMP 12, 1977)

Chloralkali industry
 Battery production
 Paints
 Dentistry
 Agriculture and related uses
 Electrical equipment and control instruments
 Catalysts
 Laboratories

19.3 Major Sources of Waste (WMP 12, 1977)

Chloralkali industry
 Battery wastes
 Catalysts and laboratories

19.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

o UK data for the following major sources of wastes:

- Chloralkali wastes:	78,150 t/yr at 0.2-2.3% =	43 t/yr
	2,920 t/yr at up to 20% =	1 t/yr
- Waste batteries:		22 t/yr
- Spent catalysts:		6 t/yr
- Laboratory uses:	up to	<u>10 t/yr</u>
		<u>91 t/yr</u>

o Extrapolating on the basis of UK, FR, FRG/UK waste production ratio,

total constituent quantity: 91 x 3 t/yr
 273 t/yr, say 300 t/yr

20 CADMIUM COMPOUNDS

20.1 Production and Use (IEEP, 1986)

Cadmium consumption:

Germany (FRG)	1,714	t/yr (no date)
France (FR)	1,130	t/yr (1978)
UK	<u>1,310</u>	t/yr (1978)
FRG, FR, UK	<u>4,154</u>	t/yr
Denmark	83	t/yr (1981)
Belgium	510	t/yr (1977)
Netherlands	215	t/yr (1980)

20.2 Major Uses in Europe (IEEP, 1986)

Plating, pigments, stabilisers and batteries with major growth in batteries.

20.3 Major Sources of Waste (SRI, 1983)

Non-ferrous metal production
 Iron and steel production
 Nickel-cadmium batteries
 Metal finishing wastes

20.4 Waste Characteristics

(a) UK Data (SRI, 1983)

o Constituent quantity: 297-373 t/yr (excl. phosphates)
 say 335 t/yr (200 t/yr from batteries)

o Extrapolating to Europe on the basis of cadmium consumption, i.e. assuming other waste sources follow similar distribution,

$$\text{total constituent quantity} = 335 \times \frac{4,154}{1,310} \text{ t/yr}$$

$$= 1,062 \text{ t/yr}$$

(b) EC Data (IEEP, 1986)

o Constituent quantity: 2,128 t/yr (incl waste disposal
 - assumed to be largely Ni-Cd batteries)

o Extrapolating from EC to UK, France and Germany on the basis of consumption,

$$\text{total constituent quantity} = \frac{4,154}{4,962} \times 2,128 \text{ t/yr}$$

$$= 1,781 \text{ t/yr}$$

o Mean value from two estimates = 1,422 t/yr say 1,400 t/yr

21 CHROMIUM COMPOUNDS (Hexavalent)

21.1 Production and Use Data

No data available

21.2 Major Uses in Europe

Metal finishing
 Chrome pigment
 Inorganic chemicals

21.3 Major Sources of Waste (WMP 11, 1976)

Metal finishing wastes
 Catalysts
 Inorganic chemicals and pigments

21.4 Waste Characteristics

- o UK data for major chromium wastes as follows:
 - Production of primary chromium chemicals: 50,000 t/yr at 0.4% = 200 t/yr
 - Catalytic uses 600 t/yr
 - Metal finishing operations 1,600 t/yr
 - Chrome pigment manufacture and use 25 t/yr

2,425 t/yr
- o Extrapolating on the basis of UK, FRG, FR/UK waste production ratios,
 - total constituent quantity = 2,425 x 3 t/yr
 - = 7,275 t/yr say 7,000 t/yr

22 LEAD COMPOUNDS

22.1 Production Data (IRPTC, 1986)

Germany (FRG)	278 t/yr (1975)
France (FR)	172 t/yr (1976)
UK	<u>251 t/yr (1975)</u>
FRG, FR, UK	<u>701 t/yr (1975)</u>

22.2 Major Uses in Europe

Not applicable

22.3 Major Sources of Waste

Secondary lead smelting
Reclamation of scrap steel

22.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

o UK waste data sources as follows:

- Lead sludges from petrol storage tanks:	5-10 t/yr
- Extraction of lead from imported concentrations:	500 t/yr
- Refining of imported lead bullion:	53 t/yr
- Smelting and refining of scrap lead:	4-2,210 t/yr
- Reclamation of scrap steel:	<u>1,800 t/yr</u>
	<u>2,362-4,573 t/yr</u>

o (Excluding wastes from pigment manufacture, paint removal, lead-based pesticides)

o Upper figure used to allow for excluded waste sources.

o Extrapolating to UK, FRG and FR on the basis of lead production,

$$\begin{aligned} \text{constituent quantity} &= \frac{701}{251} \times 4,573 \text{ t/yr} \\ &= 12,771 \text{ t/yr say } \underline{13,000 \text{ t/yr}} \end{aligned}$$

23 COPPER COMPOUNDS

23.1 Production Data

No data available

23.2 Major Uses in Europe

Not applicable

23.3 Major Sources of Waste (WMP 23, 1981)

Electroplating wastes
Spent copper catalysts
Copper pickle liquors and sludges
Textile industry
Etching processes

23.4 Waste Characteristics

(a) UK Data (WMP, 1983)

o Metal finishing wastes 800 t/yr $\text{Ca(OH)}_2 =$
 $= 800 \times \frac{29}{63} \text{ t/yr Ca} = 368 \text{ t/yr}$

o Extrapolating to UK, FRG and FR,

constituent quantity = $368 \times 3 \text{ t/yr}$
 $= \underline{1104 \text{ t/yr}}$

(b) UK Data (ICF, 1984)

o Copper rolling and drawing sludge 8,000 t/yr at 3% = 240 t/yr

o Secondary copper smelting slag 153,000 t/yr at 1% = $\frac{1,530 \text{ t/yr}}{\underline{1,770 \text{ t/yr}}}$

o Extrapolating to UK, FRG and FR,

constituent quantity = $\frac{1,770 \text{ t/yr}}{2.5} = \underline{708 \text{ t/yr}}$

Total constituent quantity = $(1,104 + 708) \text{ t/yr}$
 $= \underline{1,812 \text{ t/yr say } 2,000 \text{ t/yr}}$

24 NICKEL COMPOUNDS

24.1 Production Data

No data available

24.2 Major Uses in Europe (WMP 23, 1981)

Manufacture of alloys and stainless steel
 Electroplating
 Catalysts
 Coinage
 Batteries and electrodes
 Ceramics and glass

24.3 Major Sources of Waste (WMP 23, 1981)

Electroplating wastes
 Spent catalysts

24.4 Waste Characteristics

- o No data available for wastes generated in Europe.
- o Wastes characterised by analogy to US waste streams (ICF, 1984):
 - Spent catalyst from acrylic acid production: = 2,600 t/yr at 0.6% = 16 t/yr
 - Sludge from electroplating = 488,450 t/yr at 0.4% = 1,954 t/yr
 - Sludge from ferro-nickel production: = 32,800 t/yr at 0.1% = 33 t/yr
 - Spent cleaning and electroplating process solutions = $\frac{1,990 \text{ t/yr}}{3,993 \text{ t/yr}}$
- o Extrapolating to UK, FRG and FR on the basis of total waste production,
 - constituent quantity = $\frac{3,993}{2.5}$ t/yr
 - = 1,600 t/yr

25 ZINC COMPOUNDS

25.1 Production Data

No data available

25.2 Major Uses in Europe (COMP 23, 1981)

Metal finishing
Battery manufacture
Pigments

25.3 Major Sources of Waste (WMP 23, 1981)

Metal finishing including electroplating, pickling, galvanising
Scrap batteries
Pigment production

25.4 Waste Characteristics (WMP 11, 1983)

- o UK data for metal finishing wastes as follows:
 - Metal finishing sludges = 300 t/yr Zn (OH)₂
= $300 \times \frac{65}{99} = 197$ t/yr
 - Spent acids from galvanising: 200 t/yr Zn
 - Flux skimmings from galvanising: 1,200 t/yr at 50% = 600 t/yr
 - Total metal finishing wastes = 997 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR assuming equal contributions,
 - constituent quantity = 997×3 t/yr
 - = 2,991 t/yr say 3,000 t/yr

26 ARSENIC COMPOUNDS

26.1 Production Data

No data available

26.2 Major Uses in Europe (WMP 20, 1980)

Wood preservatives
Glass manufacture
Metallurgy

26.3 Major Sources of Waste (WMP 20, 1980)

Refining of zinc and lead

26.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

- o UK data for major sources of waste as follows (excluding aqueous effluent from extraction and refining of tin):
 - Refining of zinc and lead concentrate: 50,000 t/yr at 0.2-0.4% = 100-200 t/yr
 - Refining of imported lead bullion: 8.5 t/yr
 - Extraction of aluminium from bauxite: 4-5 t/yr
 - Wood preservation using CCA: up to 4.5 t/yr
- 117 to 218 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR,

constituent quantity	=	117-218 x 3 t/yr
	=	351 to 654 t/yr say <u>700 t/yr</u>

27 ASBESTOS

27.1 Production Data

No data available

27.2 Major Uses in Europe

Insulation

27.3 Major Sources of Waste

Decommissioning of power stations, ships and buildings.

27.4 Waste Characteristics (WMP 18, 1984)

- o UK data for asbestos waste generation as follows:
- o 110-120,000 t/yr asbestos disposal of in landfills (1976)
- o Major exposure concerns are fine dusts and fibres.
- o Breakdown by waste type suggests proportion of material in this form is

	$\frac{9,340 + 1,060}{62,000} \times 120,000 \text{ t/yr}$
	= 20,129 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR,

constituent quantity	=	20,129 x 3
	=	60,387 t/yr say <u>60,000 t/yr</u>

28 CYANIDE COMPOUNDS

28.1 Production Data

No data available

28.2 Major Uses in Europe (WMP 9, 1976; WMP 11, 1976)

Metal finishing operations
Heat treatment of metals

28.3 Major Sources of Waste

Metal finishing effluents
Heat treatment solid wastes
Other aqueous effluents

28.4 Waste Characteristics (SRI, 1983)

- o UK data for major waste sources as follows:
 - Heat treatment solid wastes = 2,000 t/yr at 15% = 300 t/yr
 - Metal finishing effluents = $1.2 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{yr}$ at 20 mg/l = 2,500 t/yr
 - Other aqueous effluent: = 600,000 m^3/yr at 500 mg/l = 300 t/yr
3,100 t/yr
- o Extrapolating to UK, FRG and FR,
 - constituent quantity = $3,100 \times 3 \text{ t/yr}$
9,100 t/yr say 9,000 t/yr

REFERENCES

ADL, 1981: A D Little Inc, 1981. An Exposure and Risk Assessment for Trichloroethylene. Prepared for US Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards (PB85-221513).

ECE, 1984: Economic Commission for Europe, 1984. Annual Review of the Chemical Industry 1982. United Nations, New York, 1984.

ICF, 1984: ICF Inc, 1984. The RCRA Risk-Cost Analysis Model. Phase III. Appendix A Waste Stream Data Base.

IEEP, 1986: Institute for European Environmental Policy, 1984. The Regulation of Existing Chemicals in the European Community. Possibilities for the Development of a Community Strategy for the Control of Cadmium.

IRPTC, 1986: International Register of Potentially Toxic Chemicals. Chemical Data Profiles.

SRI, 1983: Seri Renault Ingeniere, 1983. L'Etat de L'Elimination Dechets Toxiques et Dangereux des les Pays de La CEE.

WMP 8, 1976: Department of the Environment, 1978. Waste Management Paper No. 8. Heat-treatment Cyanide Wastes.

WMP 9, 1976: Department of the Environment, 1976. Waste Management Paper No. 9. Halogenated Hydrocarbon Wastes from Cleaning Processes.

WMP 11, 1976: Department of the Environment, 1986. Waste Management Paper No. 11. Metal Finishing Wastes.

WMP 12, 1977: Department of the Environment, 1977. Waste Management Paper No. 12. Mercury-bearing Wastes.

WMP 14, 1977: Department of the Environment, 1977. Waste Management Paper No. 14. Solvent Wastes (excluding halogenated hydrocarbons).

WMP 15, 1978: Department of the Environment, 1978. Waste Management Paper No. 15. Halogenated Organic Wastes.

WMP 16, 1978: Department of the Environment, 1978. Waste Management Paper No. 16. Wood Preserving Wastes.

WMP 18, 1984: Department of the Environment, 1984. Waste Management Paper No. 18. Asbestos Wastes.

WMP 19, 1978: Department of the Environment, 1978. Waste Management Paper No. 19. Wastes from the Manufacture of Pharmaceuticals, Toiletries and Cosmetics.

WMP 20, 1980: Department of the Environment, 1978. Waste Management Paper No. 20. Arsenic-bearing Wastes.

WMP 23, 1981: Department of the Environment, 1981. Waste Management Paper No. 23. Special Wastes: A Technical Memorandum Providing Guidance on Their Definition.

ANNEX B

INTER-COUNTRY COMPARISONS

B.1 INTRODUCTION

Because of the difficulty in obtaining European waste quantity and composition data, a standardised approach was developed to allow partial data and data from countries outside Europe to be used. The objective of the waste quantity estimation was to derive a standardised estimate for the UK, Germany and France, since these were the European countries for which quantity data were most commonly available, particularly the UK. While these estimates should not be constructed to represent waste generation in Western Europe, for the particular wastes of concern the use of a limited number of industrialised countries was considered a reasonable approach to establishing the relative importance of the various waste streams.

In general, the extrapolation of waste characterisation data can be summarised as follows.

- o Ideally, collect data on waste quantities and composition for the UK, Germany and France.
- o Collect data from any of these countries and extrapolate to the others on the basis of standardised inter-country extrapolation factors.
- o Collect data from the United States and extrapolate to the European situation on the basis of a parallel set of inter-country extrapolation factors.

The basis for the extrapolation factors is presented in the following.

B.2 DERIVATION OF INTER-COUNTRY EXTRAPOLATION FACTORS

In practice, most of the available waste quantity and composition data identified were for the UK and US only.

The primary objective, therefore, of the intercountry comparison was to develop generalised relationships (1) between waste generation in the UK and waste generation in France and Germany; and (2) between waste generation in the US and waste generation in France, Germany and the UK.

Two recent international compilations of hazardous waste quantities of interest are shown in Figure B.2(a). These estimates of waste quantity differ significantly, especially the estimate of US waste generation. A major difficulty in comparing such estimates is the difference in definitions for hazardous wastes used by the countries under study. In particular, it is thought that the US estimate from source 2 was much higher than other estimates on a per capita basis because of the inclusion of industrial wastewaters and classification of wastes according to the so-called "mixture rule". In general, the data from source 1 was preferred.

Figure B.2(a) Hazardous Waste Quantity Estimates by Country				
Country	Hazardous Waste Production (millions of tonnes/yr)		Per Capita Waste Generated (kg per person)	
	Source 1	Source 2	Source 1	Source 2
UK	5.0	1.5	89	27
Germany (FRG)	5.0	4.5-5.5	97	80
France (FR)	6.0	2	93	38
Sub-total	16.0	8.0-9.0	N/A	N/A
United States (US)	40.0	264.0	176	1,150
Ratio US to UK, FRG, FR	2.5	29-33 (31)	N/A	N/A
Source 1: Van Veen and Mensink Source 2: Yakowitz				

An additional compilation of waste quantity estimates was also reviewed and is shown in Table B.2(b). This compilation had the advantage of providing a breakdown by waste type, but did not include the UK. Using the data from source 1 in Table B.2(a), it was assumed that the contribution to each waste type from the UK would be equal to one half of the combined contribution of France and Germany combined. In this way an estimated total for the UK, France and Germany was derived for each waste type, and was compared with the corresponding estimates for the United States. The results show a wide range of ratios of US/UK, FR and FRG varying from as low as 0.02 to as high as 21. These wide variations are thought to reflect both the different ways in which wastes are classified and also the differences in the completeness of the data.

At the individual waste type level it is questionable whether the ratios have any significance. At an aggregated level, however, they are likely to be more meaningful, and it is interesting to note that the aggregated US/UK, FR and FRG ratio for hazardous waste generation is 2.6, i.e. extremely close to the ratio derived from source 1 in Table B.2(a). Whether or not this is coincidental or simply reflects that the data have the same original source is not clear. However, for the purposes of this study, a ratio of 2.5 has been adopted for extrapolating from UK quantity data to combined UK, France and Germany quantity estimates.

Table 6.2(a)

Selected Hazardous Waste Quantity Estimates by Country

Country	(All quantities in millions of tonnes per year)											Total
	Oil	Solvents	Paints	Conc. Acids	Metal Finishing Wastes	Silver, Zinc & Mercury Wastes	PCB Wastes	Biocide	Plastics & Rubber	Phenol		
Germany (FRG)	0.6	0.24	0.26	1.5	0.23	0.03	0.003	-	-	-	-	2.88
France (FR)	0.25	0.25	0.09	-	-	-	0.002	-	0.74	0.02	-	1.33
Sub-total	0.85	0.49	0.35	1.5	0.23	0.03	0.005	-	0.7	0.02	-	4.18
UK, FRG & FR (est)	1.28	0.74	0.53	2.25	0.35	0.05	0.008	-	1.05	0.03	-	6.27
United States	2.12	2.34	0.01	2.74	7.50	0.71	0.08	-	0.25	0.37	-	16.12
Ratio US to UK, FRG, FR	1.7	3.2	0.02	1.2	21	14	10	NA	0.2	12	-	2.6
Source:	OECD											

B.3 CONCLUSIONS

Based on a limited amount of conflicting data in waste generation in the countries of interest, it was tentatively concluded that:

- the contribution of hazardous waste generation from the UK, Germany and France can be considered to be essentially the same; and
- the ratio of waste generation in the United States to waste generation in the UK, France and Germany combined is approximately 2.5.

REFERENCES

Van Veen, F. and Mensink, J.A, 1985. Brief Survey of Legislation and Arrangements for the Disposal of Chemical Waste in a Number of Industrialised Countries. TAUW - Infra Consult (December 1985).

Yakowitz, H., 1985. Harmonisation of Specific Descriptions of Hazardous Waste for Eleven OECD Countries. In Transfrontier Movements of Hazardous Wastes. Legal and Institutional Aspects. OECD Paris (1985).

71. **Environmental Resources Limited**

ANNEX C

ASBESTOS GRAVIMETRIC POTENCY ESTIMATE

C.1 INTRODUCTION

For the purposes of assessing potency, risks of exposure to asbestos are typically expressed in terms of the concentration of airborne fibres rather than as a weight concentration. In order to rank asbestos in a way that would be comparable to the other chemicals, it was necessary to define asbestos potency in terms of a weight concentration in air. This required assumptions to be made about the number of fibres per unit weight of asbestos waste.

C.2 APPROACH

The approach adopted was to first derive an airborne concentration equivalent to the acceptable lifetime risk level of 10^{-6} adopted by this study, and then to convert this to a dose and subsequently a unit cancer risk.

Based on a report by the US EPA's Carcinogen Assessment Group Report cited in Kingsbury and Chessin (1984), an acceptable ambient air concentration (equivalent to a lifetime cancer risk of 10^{-5}) is given as follows:

- o Acceptable ambient air concentration at 10^{-5} lifetime risk level = 30,000 fibres/m³
- o At 10^{-6} lifetime risk level, acceptable ambient air concentration = 3,000 fibres/m³
- o Assuming air inhalation rate of 20 m³/day,
equivalent dose = 3,000 $\frac{\text{fibres}}{\text{m}^3} \times \frac{20 \text{ m}^3}{\text{day}}$
= 60,000 fibres/day

The relationship between weight of asbestos and fibre count depends on the type of asbestos waste and the environmental conditions encountered. There is therefore no unique factor for converting fibre-based concentration to weight-based concentrations. Values reported by Duggan (1985) range from 5 to 400 fibres per nanogram. For the purposes of this study we have adopted a conversion factor of 50 fibres/ng.

Applying this conversion factor to the acceptable equivalent dose, gravimetric equivalent dose: = 60,000 $\frac{\text{fibres}}{\text{day}} \times \frac{\text{ng}}{50 \text{ fibres}} \times 10^{-6} \frac{\text{mg}}{\text{ng}}$
= 1.2×10^{-3} mg/day

Assuming a body weight of 70 kg, gravimetric equivalent dose on a body weight basis = $1.2 \times 10^{-3} \frac{\text{mg}}{\text{day}} \times \frac{\text{body}}{70 \text{ kg}}$

$$= 1.7 \times 10^{-5} \text{ mg/kg/day}$$

Unit cancer risk

= risk per unit dose

$$= \frac{10^{-6}}{1.7 \times 10^{-5}} \text{ kg day}$$

$$= 5.9 \times 10^{-2} \text{ mg/kg/day}$$

REFERENCES

Duggan, M.J., 1985. The Risks from Airborne Asbestos in the Urban Environment. International Journal of Environmental Studies (July, 1985).

Kingsbury, G.L and Chessin, R.L., 1984. Monitoring Trigger Levels for Process Characterisation Studies. Prepared for US Environmental Protection Agency, Industrial Environmental Research Laboratory.

DUMHT
II
83/90