# INFORMATION TO USERS

This manuscript has been reproduced from the microfilm master. UMI films the text directly from the original or copy submitted. Thus, some thesis and dissertation copies are in typewriter face, while others may be from any type of computer printer.

**The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted.** Broken or indistinct print, colored or poor quality illustrations and photographs, print bleedthrough, substandard margins, and improper alignment can adversely affect reproduction.

In the unlikely event that the author did not send UMI a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if unauthorized copyright material had to be removed, a note will indicate the deletion.

Oversize materials (e.g., maps, drawings, charts) are reproduced by sectioning the original, beginning at the upper left-hand corner and continuing from left to right in equal sections with small overlaps.

Photographs included in the original manuscript have been reproduced xerographically in this copy. Higher quality 6" x 9" black and white photographic prints are available for any photographs or illustrations appearing in this copy for an additional charge. Contact UMI directly to order.

Bell & Howell Information and Learning
300 North Zeeb Road, Ann Arbor, MI 48106-1346 USA
800-521-0600

UMI®

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

# LA GESTION DE LA QUALITÉ DES CONNAISSANCES INTÉGRÉE À L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE DES SOLS CONTAMINÉS

PIERRE YVES ROBIDOUX
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU GRADE DE PHILOSOPHIA DOCTOR (Ph.D.)
(GÉNIE CIVIL)
DÉCEMBRE 1998

© Pierre Yves Robidoux, 1998.

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Acquisitions and Bibliographic Services
Acquisitions et services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-46639-6

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

LA GESTION DE LA QUALITÉ DES CONNAISSANCES INTÉGRÉE
À L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE DES SOLS CONTAMINÉS

présentée par: ROBIDOUX Pierre Yves

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosohia Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de:

M. DELISLE Claude, Ph.D., président

M. MARCHE Claude, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. ROBERT Benoit, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. SUNAHARA Geoffrey, Ph.D., membre

M. THELLEN Claude, D.Sc., membre externe

*À mes parents, mon frère, Lise et Alexandra*

*L'intelligence n'est pas nécessairement un cadeau empoisonné.*

*L'absurde est encore évitable. L'éveil de la jubilation est,*

*peut être, l'antidote la plus eficace.*

Hubert Reeves

# REMERCIEMENTS

Cette thèse est l'aboutissement d'un cheminement professionnel et d'interactions avec de nombreux collègues provenant de disciplines différentes. Elle n'aurait pas pu être complétée sans le support et la collaboration de plusieurs personnes. Je tiens à remercier tous ceux qui ont collaboré à ce projet et qui m'ont aidé de leurs conseils.

Plus particulièrement, ces remerciements s'adressent à mes directeurs de recherche; Dr. Benoit Robert et Dr. Claude Marche (École Polytechnique) ainsi qu'aux autres membres du jury; Dr. Geoffrey Sunahara (Institut de recherche en biotechnologie, CNRC), Dr. Claude Delisle (École Polytechnique) et Dr. Claude Thellen (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec) pour leur rigueur scientifique.

Je remercie également le personnel de l'Institut de recherche en biotechnologie pour leur participation technique, en particulier Manon Sarrazin et Louise Paquet. Mes remerciements s'adressent aussi à Clauss Svensen (Institute of terrestrial ecology, UK) qui a collaboré à certaines études de terrain et de laboratoire.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance aux personnes qui ont révisé cette thèse, plus particulièrement Mme Lise St-Pierre, pour leur contribution.

Je tiens aussi à préciser que la problématique relative aux incertitudes en ÉRÉ m'a été indroduite en premier lieu par Dr. Claude Thellen et M. Louis Martel (Ministère de l'environnement et de la faune du Québec), et cette thèse, résultat de plusieurs années de réflexion, en est tributaire.

Enfin, une profonde reconnaissance est exprimée à ma famille qui m'a supporté durant toute la durée de ces travaux, en particulier ma conjointe Lise et ma fille Alexandra.

# RÉSUMÉ

La démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRÉ) intègre des connaissances expertes empreintes d'incertitudes. Les données générées et utilisées dans le cadre de l'ÉRÉ sont généralement imprécises et incertaines. Aussi, la démarche d'ÉRÉ doit intégrer une analyse des incertitudes. Toutefois, les outils qui permettent d'évaluer et de gérer ces incertitudes sont mal connus et peu appliqués, ainsi l'analyse est omise ou incomplète. En général, les méthodes d'évaluation des incertitudes utilisées en ÉRÉ ne considèrent que la stochasticité des données ou des paramètres (*e.g.* analyse *Monte Carlo*).

L'objectif général des travaux présentés dans cette thèse est de développer et d'appliquer un modèle de gestion de la qualité des connaissances qui intègre l'évaluation et la gestion des incertitudes à l'ÉRÉ. Le modèle proposé décrit une procédure d'ÉRÉ préliminaire et considère entre autres, les incertitudes stochastiques, l'ignorance et les erreurs systématiques. La stochasticité est traitée à l'aide de méthodes statistiques validées et reconnues en ÉRÉ. Les incertitudes associées à l'ignorance et aux erreurs systématiques sont évaluées sur la base de l'évidence du jugement des experts. La version informatisée du modèle d'aide à la décision pour l'ÉRÉ (*ADERE*) permet de considérer le jugement de plusieurs évaluateurs. En absence de jugements externes, *ADERE* gère les informations et les juge selon des règles d'inférence préétablies. Une analyse de la sensibilité d'*ADERE* montre que le jugement relatif aux valeurs de référence (VR) et d'exposition (VE) ainsi que le jugement global sur l'évidence et l'ampleur du risque constituent des paramètres qui influencent le résultat de l'ÉRÉ. Ce modèle, constitue un outil d'évaluation préliminaire qui permet de générer des conclusions pragmatiques (*i.e.* pratiques) lors de l'évaluation des sols contaminés.

Le risque écotoxicologique préliminaire de sols contaminés par une substance énergétique (dans le cas présent, le TNT) et les incertitudes relatives à cette ÉRÉ ont été

évalués afin de valider le modèle proposé. Trois des cinq zones considérées (quatre zones contaminés et une zone de référence) présentaient un risque d'effet direct pour les organismes terrestres tandis que les eaux souterraines des zones contaminées présentaient un risque d'effet direct pour les organismes aquatiques. Après dilution au fleuve, le risque était cependant non détectable.

Le modèle *ADERE* proposé a été appliqué à l'ÉRÉ de sols contaminés par le TNT. Les résultats de l'évaluation obtenus avec ce modèle ont été comparés avec ceux de l'approche sans évaluation ou gestion structurée des incertitudes. Les conclusions du modèle *ADERE* sont identiques aux conclusions générales de l'ÉRÉ. Des différences marginales peuvent être observées pour certains estimés. Ces dissimilitudes peuvent être expliquées par la précision de certains calculs, les règles d'inférence utilisées, les choix méthodologiques et par les paramètres et valeurs retenues pour les simulations.

L'hypothèse selon laquelle les incertitudes associées au processus d'ÉRÉ doivent être évaluées et gérées a été vérifié. La gestion des connaissances lors de l'étude de sols contaminés permet d'assurer des conclusions pragmatiques.

Le modèle proposé est cependant limité à l'évaluation préliminaire. D'autres travaux sont requis pour adapter le modèle proposé à l'ÉRÉ détaillée. La portée du modèle pourrait aussi être étendue à la gestion du risque.

# ABSTRACT

The ecological risk assessment process (ERA) integrates expert knowledge including uncertainty. Data generated and used in ERA are generally imprecise and uncertain. Also, the ERA process should integrate the analysis of uncertainty. However, the tools that permit the evaluation and management of uncertainty are only slightly known and applied, so this type of analysis would be incomplete or not considered. In general, the methods to evaluate uncertainty in ERA consider only the stochasticity of the data or the parameters (*e.g. Monte Carlo* analysis).

The general objective of the work presented in this thesis is to develop and apply a model for the management of the quality of knowledge which integrates the evaluation and the management of the uncertainty with respect to the ERA process. The proposed model describes a preliminary ERA process and considers the uncertainty associated with the stochasticity, the ignorance and the systematic error. The stochasticity is treated using validated and well-known statistical methods. The uncertainties associated with the ignorance and the systematic error are evaluated based on judgement evidence given by experts. The computerized version of the decision making model for the ERA (*ADERE*) permits the consideration of judgements of numerous experts. In the absence of expert judgements, *ADERE* manages and judges the information based on pre-defined inference rules. A sensitivity analysis of *ADERE* shows that the judgement associated with the reference (RV) and exposure (EV) values, as well as the global judgements of the evidence and extent of the risk are parameters which ultimately influence the ERA results. This model constitutes a preliminary assessment tool that permits the generation of pragmatic conclusions (*i.e.* useful) for the assessment of contaminated soils.

A preliminary ERA of an energetic compound contaminated site (TNT) and the uncertainty associated with this ERA were evaluated in order to validate the proposed model. Three of the five zones were considered (four zones contaminated and one

reference zone) and showed a risk of effect on terrestrial organisms, whereas the groundwater of these contaminated zones showed a risk of effect on aquatic organisms. However, the risk was non-detectable after considering the dilution of contaminants in the neighboring river.

The proposed model *ADERE* was applied to the ERA of soil contaminated by TNT. The assessment results obtained using this model were compared with those obtained without structured evaluation or management of uncertainty. The conclusions of *ADERE* were similar to the general conclusion of the ERA. Some marginal differences could be observed for some estimates. Those dissimilarities could be explained by the imprecision of some calculations, the inference rules, the choice of methodologies and, by the parameters and values selected for the simulations.

The hypothesis that "uncertainty associated within the ERA process must be evaluated and managed" was verified. The management of knowledge at the moment of the ERA study gives practical conclusions.

The model proposed is however limited to the preliminary phase of risk assessment. Further work is required to adapt the proposed model for a detailed ERA. The further capability of this model might also extend to the risk management.

# TABLE DES MATIÈRES

**DÉDICACE** ..... iv

**REMERCIEMENTS** ..... vi

**RÉSUMÉ** ..... vii

**ABSTRACT** ..... ix

**TABLE DES MATIÈRES** ..... xi

**LISTE DES TABLEAUX** ..... xvi

**LISTE DES FIGURES** ..... xviii

**LISTE DES ANNEXES** ..... xx

**LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS** ..... xxi

**GLOSSAIRE** ..... xxiii

**1 INTRODUCTION** ..... 1

1.1 PROBLÉMATIQUE ..... 2
1.2 HYPOTHÈSE ..... 2
1.3 OBJECTIFS ..... 3
1.3.1 Objectif général ..... 3
1.3.2 Objectifs spécifiques ..... 3

**2 LES MÉTHODES D'ÉVALUATION** ..... 4

2.1 CADRE DE TRAVAIL GÉNÉRAL POUR L'ÉRÉ ..... 6
2.2 PROCÉDURE D'ÉRÉ DU MEFQ ..... 11
2.2.1 Cadre conceptuel ..... 12
2.2.2 Cadre d'application ..... 13
2.2.3 Démarche générale de l'évaluation écotoxicologique ..... 14

**3 LES OUTILS ÉCOTOXICOLOGIQUES** ..... 20

3.1 LES MÉTHODES DE MESURE ..... 21
3.1.1 Les analyses chimiques et physiques ..... 21
3.1.2 Les analyses toxicologiques ..... 25
3.1.3 Les études de terrain ..... 28
3.1.4 Les biomarqueurs ..... 30

3.2 LES MODÈLES ..... 31
3.2.1 Les modèles physiques ..... 32
3.2.2 Les modèles statistiques ..... 32
3.2.3 Les modèles mécanistiques ..... 34

**4 THÉORIE DE LA GESTION DES INCERTITUDES ..... 41**

4.1 THÉORIE DES PROBABILITÉS ..... 42
4.2 THÉORIE DES ENSEMBLES FLOUS ET DES POSSIBILITÉS ..... 45
4.3 THÉORIE DE L'ÉVIDENCE DE DEMPSTER-SHAFER ..... 54
4.4 THÉORIE DE L'ENDORSEMENT ..... 57
4.5 THÉORIE DU RAISONNEMENT NON-AXIOMATIQUE ..... 59

**5 ÉVALUATION DES INCERTITUDES DANS UNE PROCÉDURE D'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE ..... 64**

5.1 LES SOURCES D'INCERTITUDES ..... 64
5.1.1 La stochasticité ..... 66
5.1.2 L'ignorance ..... 66
5.1.3 L'erreur ..... 67
5.2 LE ROLE DU JUGEMENT EXPERT ..... 67
5.3 LA CARACTÉRISATION ET LA QUANTIFICATION DES INCERTITUDES ..... 68
5.4 L'INCERTITUDE ET LES PARAMÈTRES ..... 70
5.5 L'INCERTITUDE ET LES MODÈLES MATHÉMATIQUES ..... 72
5.5.1 L'incertitude conceptuelle ..... 72
5.5.2 L'incertitude quantitative ..... 73
5.5.3 L'erreur ..... 74
5.5.4 La calibration et la validation ..... 74
5.6 L'INCERTITUDE ET LES ÉTUDES EMPIRIQUES ..... 75
5.6.1 L'incertitude conceptuelle ..... 75
5.6.2 L'incertitude quantitative ..... 75
5.6.3 L'erreur ..... 76
5.7 L'INCERTITUDE ET LES ÉTUDES EXPÉRIMENTALES ..... 76
5.7.1 L'incertitude conceptuelle ..... 76
5.7.2 L'incertitude quantitative ..... 77
5.7.3 L'erreur ..... 77
5.7.4 La validation ..... 78

**6 GESTION DE LA QUALITÉ DES CONNAISSANCES DANS UNE PROCÉDURE D'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE ..... 79**

6.1 MÉTHODES UTILISÉES POUR DÉCRIRE L'INCERTITUDE ..... 79
6.1.1 Les probabilités ..... 80
6.1.2 Les boîtes d'intervalle ..... 80
6.1.3 Les histogrammes et les diagrammes en pointe de tarte ..... 81
6.1.4 Les fonctions de densité probabilistes (FDP) ..... 81

6.1.5 Les fonctions de densité cumulative (FDC) ..... 82
6.1.6 Les courbes de Lorenz ..... 83
6.1.7 Sélection d'une méthode et synthèse de l'information ..... 83
6.2 L'ÉDÉ ET L'INCERTITUDE ..... 84
6.3 L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ET L'INCERTITUDE ..... 85
6.4 LA CARACTÉRISATION DU RISQUE ET L'INCERTITUDE ..... 86
6.4.1 Approches déterministes ..... 87
6.4.2 Approches stochastiques ..... 88
6.5 LES EFFETS DE L'INCERTITUDE SUR LA GESTION DU RISQUE ..... 89
6.5.1 Les effets sur le contrôle du risque ..... 91
6.5.2 Les effets sur la communication du risque ..... 92
6.5.3 Les effets sur la priorité du risque ..... 93
6.5.4 Les effets sur la recherche ..... 94

**7 MODÈLE D'AIDE À LA DÉCISION POUR L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE DE SOLS CONTAMINÉS ..... 95**

7.1 PRÉMODÈLE ..... 95
7.1.1 Analyse préliminaire ..... 96
7.1.2 Développement d'un modèle conceptuel ..... 97
7.1.3 Paramètre d'évaluation et de mesure ..... 98
7.1.4 Validation et compilation ..... 99
7.1.5 Caractérisation de la source ..... 99
7.1.6 Valeur d'exposition ..... 100
7.1.7 Caractérisation du danger ..... 100
7.1.8 Valeur de référence ..... 101
7.1.9 Estimation du risque ..... 101
7.1.10 Interprétation ..... 101
7.1.11 Conclusion ..... 102
7.2 GESTION DES CONNAISSANCES EN ÉRÉ ..... 103
7.2.1 Le jugement et l'incertitude ..... 103
7.2.2 Les règles d'inférence ..... 104
7.2.3 Évaluation multiples (expert et non-expert) ..... 108
7.3 ÉVALUATION DES INCERTITUDES ..... 115
7.3.1 La stochasticité: les méthodes statistiques ..... 115
7.3.2 L'ignorance: le jugement ..... 116
7.3.3 L'erreur: le contrôle et le jugement ..... 116
7.4 PRÉSENTATION DU MODÈLE ..... 119
7.4.1 Objectifs ..... 119
7.4.2 Algorithme général ..... 119
7.4.3 Structure ..... 121
7.4.4 Politique de valeur par défaut ..... 131
7.4.5 Données requises ..... 133

7.4.6 Capacités et limites ..... 133
7.5 ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ ..... 134
7.6 APPLICATION ..... 137

**8 ÉRÉ DE SOLS CONTAMINÉS PAR DES SUBSTANCES ÉNERGÉTIQUES - CAS DU 2,4,6- TRINITROTOLUÈNE ..... 149**

8.1 INTRODUCTION ..... 149
8.2 PLANIFICATION ..... 149
8.2.1 Problématique ..... 149
8.2.2 Base de l'évaluation ..... 150
8.2.3 Objectif générale de l'évaluation ..... 151
8.3 MODÈLE CONCEPTUEL ..... 151
8.3.1 Analyse des renseignements ..... 151
8.3.2 Assemblage du modèle conceptuel ..... 162
8.4 OUTILS DESCRIPTIFS ..... 166
8.4.1 Définition des paramètres ..... 166
8.4.2 Règle de décision ..... 167
8.4.3 Niveau de précision ..... 167
8.5 MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION ..... 168
8.5.1 Estimation du risque ..... 168
8.5.2 Valeur d'exposition ..... 169
8.5.3 Valeur de référence ..... 169
8.6 ACTIVITÉS DESCRIPTIVES ..... 170
8.6.1 Matériel et méthodes ..... 170
8.6.2 Résultats ..... 172
8.6.3 Discussion ..... 182
8.7 ACTIVITÉS D'ÉVALUATION ..... 183
8.7.1 Compilation et analyse des données ..... 183
8.7.2 Caractérisation du risque écotoxicologique ..... 194
8.7.3 Conclusions ..... 212

**9 VALIDATION DU MODÈLE D'AIDE À LA DÉCISION ..... 213**

9.1 ÉVALUATION DU RISQUE D'EFFETS DIRECTS POUR LES ORGANISMES TERRESTRES ..... 213
9.1.1 Paramètres ..... 213
9.1.2 Données de toxicité ..... 213
9.1.3 Données d'exposition ..... 214
9.1.4 Valeur de référence ..... 214
9.1.5 Valeur d'exposition ..... 215
9.1.6 Estimation du risque ..... 216
9.1.7 Évidence du risque ..... 217
9.1.8 Ampleur du risque ..... 217

9.1.9 Niveau de confiance pour les ER ..... 219
9.1.10 Conclusions ..... 219
9.2 ÉVALUATION DU RISQUE D'EFFETS DIRECTS POUR LES ORGANISMES TERRESTRES ..... 220
9.2.1 Paramètres ..... 220
9.2.2 Données de toxicité ..... 220
9.2.3 Données d'exposition ..... 221
9.2.4 Valeur de référence ..... 221
9.2.5 Valeur d'exposition ..... 222
9.2.6 Estimation du risque ..... 223
9.2.7 Évidence du risque ..... 224
9.2.8 Ampleur du risque ..... 224
9.2.9 Niveau de confiance pour les ER ..... 226
9.2.10 Conclusions ..... 226
9.3 ÉVALUATION DES RÉSULTATS ..... 227

**10 CONCLUSION ..... 228**

**RÉFÉRENCES ..... 233**

**ANNEXES ..... 267**

# LISTE DES TABLEAUX


Tableau 4.1. Exemple d'application de la règle de combinaison de Dempster-Shafer .. 57
Tableau 7.1. Fonctions définies pour les différentes règles d'inférence ..... 106
Tableau 7.2. Exemple d'application d'une distribution de jugements flous ..... 111
Tableau 7.3. Équations des valeurs estimées ..... 121
Tableau 7.4. Compartiments utilisés par ADERE ..... 122
Tableau 7.5. Contribution de certains paramètres d'entrée à la variance des principaux paramètres de sortie ..... 136
Tableau 7.6. Informations considérées par ADERE pour initier l'ÉRÉ (*Paramètre*) .... 137
Tableau 7.7. Données de toxicité du TNT avec les invertébrés du sol compilées par un évaluateur (sous-compartiment *Toxterrea*) ..... 138
Tableau 7.8. Concentration d'exposition au TNT pour le site évalué (*Expa*) ..... 140
Tableau 7.9. Méthodes de calcul des VE et VR (*Méthodes*) ..... 141
Tableau 7.10. Valeurs estimées avec la méthode retenue (a) et jugements relatifs aux VR estimées et proposées (b; *VR*) ..... 142
Tableau 7.11. Jugements relatifs à la VE estimée et à la VE proposées (*VE*) ..... 143
Tableau 7.12. Estimation du risque pour le site évalué (*ER*) ..... 144
Tableau 7.13. Évidence et ampleur du risque pour le site évalué (*ER*) ..... 145
Tableau 7.14. Côtes données par les évaluateurs (a) et niveaux de confiance calculés (b) pour chacun des ER (*Poids*) ..... 147
Tableau 7.15. Conclusions relatives au paramètre d'évaluation pour chacun des ER considérés (*CEA*) ..... 147
Tableau 7.16. Conclusions relatives au paramètre d'évaluation pour chacun des sites considérés (*Conclusions*) ..... 148
Tableau 8.1. Toxicité terrestre du TNT, du TNB et du 2A-DNT ..... 157
Tableau 8.2. Toxicité aquatique du TNT, du TNB et du 2A-DNT ..... 161
Tableau 8.3. Concentrations de TNT et de substances dérivées dans le sol (mg/kg) .... 173
Tableau 8.4. Concentrations de TNT estimées par CalTOX dans les différents compartiments environnementaux de zones contaminées 365 jours après la mesure de la concentration initiale ..... 175
Tableau 8.5. Concentrations de TNT actuelles (t=0) et estimées (t=365 jours) dans les différents compartiments environnementaux des sites contaminés .... 177
Tableau 8.6. Étude en mésocosmes - Concentration de TNT et de certains dérivés dans le sol (mg/kg) ..... 178
Tableau 8.7. Étude en mésocosmes - effets pour les vers de terre (*Eisenia foetida andrei* et vers indigènes) ..... 179

Tableau 8.8. Concentration de TNT et de substances dérivées dans l'eau souterraine (mg/L) ..... 181
Tableau 8.9. Données de régression pour les différentes distributions d'effet du TNT pour les organismes terrestres ..... 183
Tableau 8.10. Valeurs calculées selon les différentes distributions d'effet du TNT et VR retenues ..... 188
Tableau 8.11. VE dans le sol estimées pour chacun des sites ..... 189
Tableau 8.12. Données de régression pour les différentes distributions d'effet du TNT pour les organismes aquatiques ..... 189
Tableau 8.13. Valeurs calculées selon les différentes distributions d'effet du TNT et VR retenues ..... 193
Tableau 8.14. VE estimées dans l'eau pour chacun des sites contaminés par le TNT ..... 194
Tableau 8.15. Estimé de risque d'effets aigus et chroniques pour les organismes terrestres pour chacun des sites ..... 194
Tableau 8.16. Marges de sécurité considérant un risque d'effets aigus et chroniques de 1% chez les organismes terrestres pour chacun des sites ..... 195
Tableau 8.17. Estimé de risque d'effets aigus et chroniques pour les organismes aquatiques pour chacun des sites ..... 204
Tableau 8.18. Marge de sécurité ($MS_{10}$) considérant un risque d'effets aigus et chronique de 1% chez les organismes aquatiques pour chacun des sites ..... 205
Tableau 9.1. Estimés de risque d'effets chroniques pour les organismes terrestres pour chacun des sites contaminés selon des jugements externes ..... 217
Tableau 9.2. Jugements sur l'évidence et l'ampleur du risque d'effets chroniques pour les organismes terrestres pour chacun des sites contaminés ..... 218
Tableau 9.3. ER d'effets chroniques pour les organismes terrestres pour chacun des sites selon ADERE ..... 219
Tableau 9.4. Conclusions relatives à un risque d'effets chroniques pour les organismes terrestres pour chacun des sites en présence ou en absence de jugements externes ..... 220
Tableau 9.5. ER pour chacun des sites contaminés selon des jugements externes et ADERE ..... 224
Tableau 9.6. Jugements sur l'évidence et l'ampleur du risque d'effets chroniques pour les organismes aquatiques pour chacun des sites contaminés ..... 225
Tableau 9.7. Conclusions relatives à un risque d'effets pour les organismes aquatiques pour chacun des sites en présence de jugements externes ..... 226
Tableau 9.8. Conclusions relatives à un risque d'effet pour les organismes aquatiques pour chacun des sites selon ADERE en absence de jugements externes ..... 226

# LISTE DES FIGURES


Figure 4.1. Exemple de sous-ensemble flou d'univers continu ..... 47
Figure 4.2. Exemple de distribution de possibilités ..... 50
Figure 6.1. Fonctions de densité probabilistes (FDP) et cumulatives (FDC)..... 82
Figure 6.2. Caractérisation du risque à l'aide de méthodes stochastiques ..... 89
Figure 6.3. Gestion du risque pour la prise de décision concernant l'acceptabilité d'une situation ou pour l'établissement de nouveaux critères ..... 90
Figure 7.1. Cheminement des informations nécessaires aux jugements et à la prise de décision en ÉRÉ ..... 96
Figure 7.2. Jugements en présence d'incertitudes..... 104
Figure 7.3. Comparaison des fréquences des résultats de simulations Monte Carlo ..... 135
Figure 7.4. Profil de distribution des effets considérés (DistEffets) ..... 144
Figure 7.5. Profil de distribution des concentrations mesurées dans les échantillons de sol pour le site C (DistConc)..... 145
Figure 8.1. Modèle conceptuel d'exposition pour le TNT..... 166
Figure 8.2. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) du TNT pour les organismes terrestres (micro-organismes et plantes) exposés à des solutions (mg/L)..... 184
Figure 8.3. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) du TNT pour les organismes terrestres (plantes et invertébrés) exposés à des sols contaminés artificiellement (mg/kg) ..... 184
Figure 8.4. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) du TNT pour les mammifères terrestres exposés à des doses orales (mg/kg/d) ..... 185
Figure 8.5. Distribution des effets aigus ($CL_{50}/CE_{50}$) du TNT pour les organismes terrestres (micro-organismes et plantes) exposés à des solutions (mg/L) ..... 185
Figure 8.6. Distribution des effets aigus ($CL_{50}/CE_{50}$) du TNT pour les organismes terrestres (plantes et invertébrés) exposés à des sols (mg/kg)..... 186
Figure 8.7. Distribution des concentrations observées de TNT dans le sol pour chacun des sites à l'étude (mg/kg)..... 187
Figure 8.8. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) pour les organismes aquatiques exposés à des solutions de TNT (mg/L) ..... 190
Figure 8.9. Distribution des effets aigus ($CL_{50}/CE_{50}$) pour les organismes aquatiques exposés à des solutions de TNT (mg/L) ..... 190
Figure 8.10. Distribution des concentrations de TNT observées dans l'eau souterraine pour chacun des sites (mg/L) ..... 192

Figure 8.11. Comparaison entre la distribution des concentrations mesurées de TNT (concentration moyenne ± écart-type) dans le sol et de la distribution des effets aigus (—) et chroniques (- - -) pour chacun des sites (mg/kg)..... ..... 196

Figure 8.12. Probabilité (%) d'excéder le 10e centile de la distribution des effets aigus et chroniques pour les concentrations de TNT mesurées pour chacun des sites ..... 196

Figure 8.13. Comparaison entre la distribution des concentrations de TNT mesurées dans l'eau souterraine et la distribution des effets aigus et chroniques (mg/L) ..... 206

Figure 8.14. Probabilité (%) d'excéder le 10e centile de la distribution des effets aigus et chroniques pour les concentrations de TNT mesurées dans l'eau souterraine..... 207

# LISTE DES ANNEXES

ANNEXE I: Cadre de travail national pour l'évaluation et la restauration des sites contaminés ..... 268
ANNEXE II: Cadre de travail national pour l'ÉRÉ ..... 269
ANNEXE III: Cadres conceptuels de l'ÉRÉ et de l'ÉDÉ ..... 270
ANNEXE IV: Démarche générale de la PÉRÉ ..... 271
ANNEXE V: Les analyses chimiques et physiques ..... 272
ANNEXE VI: Les mesures toxicologiques ..... 274
ANNEXE VII: Modèles mécanistiques de transport et de devenir environnemental.. 275
ANNEXE VIII: Plan de localisation des sites et des piézomètres ..... 277
ANNEXE IX: Formule structurale du TNT ..... 278
ANNEXE X: Propriétés physico-chimiques du TNT ..... 279
ANNEXE XI: Facteur de bioconcentration (FBC) pour les espèces terrestres et aquatiques du TNT ..... 281
ANNEXE XII: Résultats d'études de toxicité du TNT avec des organismes terrestres ..... 282
ANNEXE XIII: Résultats d'études de toxicité du TNT avec des organismes aquatiques286
ANNEXE XIV: Paramètres d'entrée pour CalTOX ..... 291

# LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

2,4-DANT: 2,4-diamino-6-nitrotoluène

2,4-DNT: 2,4-dinitrotoluène

2,6-DANT: 2,6-diamino-4-nitrotoluène

2,6-DNT: 2,6-dinitrotoluène

2A-DNT: 2-aminodinitrotoluène

4A-DNT: 4-aminodinitrotoluène

AQ/CQ: assurance et contrôle de la qualité

ADERE: modèle d'aide à la décision pour l'évaluation du risque écotoxicologique

*c*: confiance dans un jugement

*ca*R: confiance ($0<c<1$) de l'évaluateur dans une ampleur du risque faible ou élevée

CCME: "Canadian Council of Ministers of Environment"

$Ce_{10}$: valeur (concentration) du 10e centile de la distribution d'effets

$CE_p$: concentration efficace pour un pourcentage (p) d'effet donné

*ce*R: confiance ($0<c<1$) de l'évaluateur dans une évidence de risque positive ou négative

$CI_{50}$: concentration inhibitrice 50 (médiane)

$CI_p$: concentration inhibitrice pour un pourcentage (p) d'effet donné

$CL_{50}$: concentration létale 50 (médiane)

$C_{max}$: concentration d'exposition maximale

CMEO: concentration minimale avec effet observé

CNRC: Conseil national de recherche Canada

CSE: concentration seuil d'effet

CSEO: concentration sans effet observé

DNB: 1,3-dinitrobenzène

ÉDÉ: évaluation du danger écotoxicologique.

ER: estimé de risque

ÉRÉ: évaluation du risque écotoxicologique

| | |
|---|---|
| *f*: | fréquence (proportion ou probabilité) d'une évidence |
| HMX: | "High Munition Explosive" (octohydro-1,3,5,7-tétranitro-1,3,5,7-tétrazocine) |
| $IPC_{90}$: | valeur (centile) du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations mesuré |
| $IPCe_{10}$: | valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution d'effets |
| IR: | indice de risque 1% (valeur d'exposition/ valeur de référence) |
| IRB: | Institut de recherche en biotechnologie du CNRC |
| J: | jugement |
| MEFQ: | Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec |
| $MS_{10}$: | marge de sécurité pour un risque de 1% |
| NRC: | "National Research Council" |
| OCDE: | Organisation de Coopération et de Développement Économique |
| ORNL: | "Oak Ridge National Laboratory" (Tennessee) |
| P: | prémisse |
| PACQ: | plan d'assurance et contrôle de la qualité |
| PÉRÉ: | procédure d'évaluation du risque écotoxicologique |
| PSAI: | Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude |
| QSAR: | "Quantitative Structure Activities Relationship" |
| RDX: | hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine |
| SAR: | "Structure Activities Relationship" |
| SE: | substance énergétique |
| TAT: | 2,4,6-triaminotoluène |
| TNB: | 1,3,5-trinirobenzène |
| TNT: | 2,4,6-trinitrotoluène |
| $TRRN_{50}$: | temps de rétention du rouge neutre median dans les ceolemocytes. |
| US EPA: | "United States Environmental Protection Agency" |
| VE: | valeur d'exposition |
| VR: | valeur de référence |

# GLOSSAIRE

BIOTE: Ensemble des être vivants (animaux et végétaux) d'un endroit donné.

$CE_{10}$: Valeur (concentration) du 10e centile de la distribution d'effets.

$CE_p$: Concentration efficace pour un pourcentage (p) d'effet donné, *i.e.* concentration estimée, d'une substance ou d'un échantillon, qui devrait provoquer un effet particulier, létal ou non létal, pour p% des organismes exposés exposés.

$CI_p$: Concentration inhibitrice pour un pourcentage (p) d'effet donné, *i.e.* concentration estimée, d'une substance ou d'un échantillon, qui devrait provoquer la réduction (p%) d'une fonction biologique des organismes exposés.

$CL_{50}$: Concentration létale 50 (médiane) *i.e.* concentration, d'une substance ou d'un échantillon, estimée létale pour 50% des organismes exposés.

CMEO: Concentration minimale avec effet observé *i.e.* la plus faible concentration testée produisant un effet toxique significatif chez les organismes exposés.

CSE: Concentration seuil d'effet *i.e.* la concentration au dessus de laquelle un effet est manifeste et au-dessous de laquelle on n'observe aucun effet. La CSE est déterminée par la moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO.

CSEO: Concentration sans effet observé *i.e.* la plus forte concentration testée pour laquelle aucun effet toxique significatif n'est mesuré chez les organismes exposés.

DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE: Types et ordre de grandeur des effets néfastes potentiels associés à un agent stresseur (*e.g.* contaminant).

ÉCOTOXICOLOGIE: Étude du devenir des contaminants dans l'environnement et de leurs effets sur les organismes, les populations et les communautés.

ENDORSEMENT: Enregistrement des facteurs reliés à une certitude.

ERREUR: Composante de l'incertitude associée à une mesure imprécise, une faute, une méprise, ou une mauvaise correspondance entre un modèle et la réalité.

ÉVALUATION DU DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE (ÉDÉ): Approche d'évaluation écotoxicologique qui consiste à caractériser de façon relative le potentiel d'une situation à engendrer un effet néfaste (le danger). L'ÉDÉ intègre la **source** (complexité et sévérité de la contamination; *e.g.* physico-chimie), le **sort** (devenir environnemental des contaminants; *e.g.* persistance, mobilité) et les **effets** (potentiel toxique et génotoxicité) selon un système de cotation et de pondération.

ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE (ÉRÉ): Approche d'évaluation écotoxicologique qui consiste à estimer les possibilités (ÉRÉ préliminaire) ou les probabilités (ÉRÉ quantitative) d'occurrence de réponses néfastes (*e.g.* toxicité) chez des récepteurs (*e.g.* plantes, animaux) en fonction de leur exposition à un agent stresseur (*e.g.* contaminants).

ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE: Processus rationnel d'identification, de comparaison et d'analyse de mesures descriptives permettant de porter un jugement global relatif au comportement environnemental et aux effets de contaminants sur un ou des récepteurs dans une situation d'aide à la décision.

EXPOSITION: Processus par lequel un produit chimique, distribué dans l'environnement de façon temporelle et spatiale, est acheminé jusqu'à un organisme et absorbé sous forme de dose.

HEURISTIQUE: Qui a une utilité dans la recherche. Discipline qui se propose de dégager les règles de la recherche scientifique et de la découverte.

IGNORANCE: Manque de connaissance de certains aspects d'un système au moment de son étude.

INCERTITUDE: Connaissance imparfaite concernant l'état présent ou futur d'un système donné.

INFÉRENCE: Règles qui produisent des conclusions vraies à partir de prémisses vraies.

PROBABILITÉ: Rapport du nombre des cas favorables à la réalisation d'un événement aléatoire au nombre total des cas possibles.

QUANTIQUE: Qui exprime des grandeurs quantifiées.

RISQUE: Probabilité qu'un événement non désiré se réalise.

RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE: Possibilité ou probabilité qu'une situation produise des effets indésirables chez des récepteurs écologiques.

SIMULATION *Monte Carlo*: Technique de modélisation itérative où les valeurs des paramètres sont obtenues de manière aléatoire à partir de distribution de probabilité définies.

STOCHASTICITÉ: Variabilité dans les paramètres ou dans les modèles contenants des paramètres résultant de la variabilité inhérente du système décrit.

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 PROBLÉMATIQUE

Au cours des dernières années, les méthodes de mesure (*e.g.* analyses chimiques et toxicologiques), les modèles (*e.g.* mathématiques, stochastiques) et les méthodes d'évaluation se sont multipliées afin de donner des outils adéquats aux évaluateurs. Cela dans le but de mieux structurer les informations relatives à une problématique spécifique (*e.g.* sols contaminés) de façon à fournir un outil d'aide à la décision utile. Les différentes méthodes, dont plusieurs restent à valider, entraînent de nombreuses données qui peuvent être complexes à évaluer et à gérer, rendant le jugement professionnel, encore plus subjectif. Toutefois, le jugement professionnel demeure la principale méthode pour évaluer et gérer les résultats de l'évaluation écotoxicologique.

De façon générale, la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRÉ) intègre des connaissances expertes empreintes d'incertitudes. Les données générées et utilisées dans le cadre de cette évaluation sont généralement imprécises et incertaines. Les intervenants s'entendent pour dire que la démarche d'évaluation doit intégrer une évaluation des incertitudes (Suter, 1990; Martel et Macfarlane, 1995; CCME, 1996a; Chassé *et al.*, 1996, CEAEQ, 1998). Cependant, les outils qui permettent d'évaluer et de gérer les connaissances sont souvent mal connus et peu appliqués en environnement. Même si les méthodes suggèrent d'intégrer et de gérer les incertitudes dans la procédure d'évaluation, leur analyse est généralement incomplète.

Les méthodes d'évaluation des incertitudes sont actuellement peu utilisées en ÉRÉ et ne considèrent généralement que la stochasticité des données ou des paramètres (*e.g.* analyse *Monte Carlo*, modèles statistiques). L'incertitude relative aux résultats ou à leur signification engendre ainsi une discussion volontairement floue, qui dans certains cas incorpore une description qualitative des incertitudes. La conséquence est que le résultat

de l'évaluation peut être ambigu, donc peu utile pour la prise de décision. La validité de l'évaluation peut aussi être mise en doute. Ainsi, la quantité, la qualité et la présentation des données peuvent souvent complexifier la prise de décision.

Lorsque l'analyse quantitative est requise, cette dernière est fréquemment réduite à une évaluation statistique des paramètres (Fontaine, 1984). La simulation *Monte Carlo*, une technique de modélisation itérative, est un outil particulièrement utile et populaire pour réaliser ce type d'évaluation (Bartell *et al.*, 1992; Marsh *et al.*, 1993; Suter, 1993). Or, il est souvent difficile ou même impossible d'évaluer l'incertitude statistique liée aux données, et ce, même si la qualité des informations est bonne et les méthodes bien définies. De plus, les connaissances expertes incomplètes (ignorance) et les erreurs systématiques commises lors des activités d'évaluation peuvent engendrer un niveau d'incertitudes plus important que la stochasticité des données.

Le problème est donc de fournir un résultat d'évaluation (évaluateur) qualitatif ou quantitatif, qui est toujours utile pour la prise de décision (gestionnaire). Il est parfois laborieux pour l'évaluateur de fournir un diagnostic clair, parce que les nombreuses incertitudes associées aux différents paramètres sont gérées sur la base de jugements subjectifs et incertains. Sans une connaissance et une gestion adéquate des incertitudes, l'ÉRÉ est, dans certains cas, peu utile pour la prise de décision. Dans ce contexte, il s'avère donc indispensable de développer et d'intégrer à l'ÉRÉ des méthodes d'évaluation et de gestion des incertitudes.

## 1.2 HYPOTHÈSE

Les incertitudes associées au processus d'évaluation écotoxicologique doivent être évaluées et gérer de façon à assurer, lors de l'étude de sols contaminés, des conclusions pragmatiques.

## 1.3 OBJECTIFS

### 1.3.1 Objectif général

Développer et appliquer un modèle de gestion de la qualité des connaissances qui intégrera l'évaluation et la gestion des incertitudes à l'ÉRÉ de façon à obtenir un outil d'évaluation qui permettra à l'évaluateur de générer des conclusions pragmatiques lors de l'évaluation des sols contaminés.

### 1.3.2 Objectifs spécifiques

1. Réaliser une revue critique des méthodes d'évaluation, des outils écotoxicologiques, et des méthodes d'évaluation et de gestion des incertitudes.

2. Développer un modèle conceptuel de gestion de la qualité des connaissances qui intègre l'évaluation et la gestion des incertitudes à l'ÉRÉ.

3. Évaluer le risque écotoxicologique de sols contaminés par une substance pour laquelle il n'existe pas de critères génériques (substance énergétique) et les incertitudes relatives à cette ÉRÉ.

4. Appliquer le modèle de gestion de la qualité des connaissances.

5. Comparer les résultats de l'évaluation obtenus avec le modèle de gestion des connaissances (objectif 4) avec ceux de l'approche sans évaluation ou gestion structurée des incertitudes (objectif 3).

# 2. LES MÉTHODES D'ÉVALUATION

Diverses méthodes d'analyse de risque ont été développées, sur la base de techniques actuarielles par des ingénieurs, des économistes, des chercheurs, des analystes et d'autres intervenants, pour la protection de la vie humaine, de la santé et de la propriété (Paustenbach, 1990). Ces méthodes permettent l'estimation de la probabilité et de l'ampleur d'un événement non désiré tel la mortalité humaine (Suter, 1993).

L'évaluation du risque environnemental au début des années 80 réfère à «ce qui arrive ou est transmis à l'homme à travers l'air, l'eau, le sol ou la chaîne alimentaire» et concerne davantage la santé humaine (White et Burton, 1980). Cependant, les activités identifiées aux risques environnementaux concernent non seulement les effets de l'action humaine sur l'homme, mais aussi les effets des dangers naturels (*e.g.* inondations, séïsmes) et leurs effets sur l'environnement naturel. L'évaluation du risque de dangers environnementaux réfère à l'étude du risque de dangers naturels sur l'homme. L'étude du risque sur l'environnement naturel est plutôt identifiée comme étant l'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRÉ). Les similitudes de l'évaluation écotoxicologique avec les autres méthodes permettent d'utiliser et d'adapter certains outils déjà développés. En pratique, l'ÉRÉ est l'application de l'écotoxicologie aux différentes politiques publiques. L'écotoxicologie a été définie par Truhaut (1977) comme une extension de la toxicologie aux effets écologiques des produits chimiques.

Au cours des années 80, certains auteurs ont tenté d'identifier et de développer des méthodes basées sur l'évaluation de risque traditionnelle mais applicables aux effets écologiques (O'Neill *et al.*, 1982; Suter II, 1983; Barnthouse et Suter, 1986). Le comité sur les méthodologies d'évaluation des risques du "National research council" (NRC) à proposé un paradigme (livre rouge) pour l'évaluation du risque (NRC, 1983). Ce paradigme standard et la plupart des outils développés pour l'évaluation du risque sont

applicables à l'évaluation prédictive, comme celle réalisée lors de la réglementation d'un composé chimique ou d'un type d'effluent.

Afin de répondre aux besoins de nouvelles réglementations, notamment pour les sites contaminés prioritaires, différents guides d'évaluation du risque ont été rédigés. Ainsi, deux guides couvrant respectivement la santé humaine et l'environnement ont été développés pour être utilisés au cours de l'investigation et du traitement de sites contaminés "Superfunds" selon les directives du CERCLA (Environment Response, Compensation and Liability Act). Ces documents sont très généraux et ne présentent pas de recettes, mais plutôt des principes. (US EPA, 1989a; 1989b). Ils s'adressent aux gestionnaires de projets et aux coordonnateurs.

Plus récemment, l'Agence de protection de l'environnement des États-Unies (US EPA) a développé un cadre de travail général pour l'évaluation écologique du risque (US EPA, 1992a). Les groupes de travail de l'US EPA et le "National Academy of Sciences" ont évalué la possibilité d'utiliser l'approche présentée dans le paradigme de 1983 (NRC, 1983) comme base à l'évaluation du risque écologique. La structure et les éléments ont été revus et intégrés aux pratiques et besoins de l'US EPA. Le rapport final est le produit d'une variété d'activités incluant des ateliers de travail et des révisions par des comités scientifiques (US EPA, 1991; 1992a; 1992b) et constitue un cadre de travail fonctionnel intérimaire sur lequel les discussions peuvent continuer pour développer un guide d'évaluation du risque. Aussi, le NRC a publié une nouvelle version du paradigme (NRC, 1992) qui propose d'intégrer l'évaluation du risque écologique au cadre de travail de 1983. Pour faire suite au cadre de travail, l'US EPA a proposé un guide pour l'évaluation écologique de risque (US EPA, 1996).

Les efforts des autorités américaines ont inspiré les agences canadiennes qui ont relativement les mêmes besoins tout en ayant une législation différente. Ainsi, le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) a aussi proposé un cadre de travail

pour l'ÉRÉ (CCME, 1996a). Ce document servira à favoriser la cohérence dans la tenue d'une ÉRÉ. Il pourra être utilisé pour établir des critères de qualité environnementale, développer des critères spécifiques répondants aux objectifs de restauration lorsque les critères génériques ne sont pas appropriés, ou servir d'outil d'aide à la décision pour la restauration des sites contaminés. Cette approche basée sur le risque s'insère dans un cadre national pour l'évaluation et la restauration des sites contaminés (CCME, 1994a; 1996b). Le document relatif à l'ÉRÉ du CCME ne constitue pas une méthode d'évaluation et ne présente donc pas tous les détails nécessaires à l'évaluation. Il permettra cependant d'orienter les procédures et les travaux au canada.

Inspiré des approches de l'US EPA, le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEFQ) a développé un cadre méthodologique (Thellen *et al.*, 1993) plus détaillé et mieux adapté au contexte québecois. Jusqu'à ce jour, les évaluations écotoxicologiques réalisées au Québec sur des matrices solides, tel que les sols contaminés, ont souvent été réduites à l'évaluation des effets pour diverses raisons (*e.g.* politique, coûts, objectifs environnementaux). C'est que la gestion de plusieurs problématiques, notamment lorsqu'elles sont de nature continue, peut se faire à l'aide d'outils et de méthodes écotoxicologiques (Robidoux et Paquette, 1993b; Robidoux, 1994; Robidoux *et al.*, 1995; Lopez-Gastey *et al.*, 1995; 1997; Robidoux *et al.*, 1997; 1998a; 1998b). Le MEFQ a récemment proposé une procédure (préliminaire) d'ÉRÉ (Chassé *et al.*, 1996) qui respecte et complète le cadre de travail définit par le CCME. Le document a fait l'objet d'une consultation publique et une version officielle a été publiée (CEAEQ, 1998).

## 2.1 CADRE DE TRAVAIL GÉNÉRAL POUR L'ÉRÉ

En 1989, le CCME a mis sur pied le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC). Ce programme a permis de développer différents outils scientifiques pour évaluer et restaurer des sites contaminés. Ces outils visent à appuyer

la mise au point d'une approche nationale cohérente pour l'évaluation des lieux contaminés.

Afin de répondre aux besoins immédiats d'outils de gestion pour supporter l'évaluation et la restauration des sites, des critères provisoires canadiens de qualité environnementale (CQE) ont été définis pour les lieux contaminés (Angus Environmental Limited, 1991; CCME, 1991). Le PNALC a aussi publié un système national de classification des lieux contaminés (CCME, 1992) qui décrit une méthode pour classer les lieux contaminés en trois grandes catégories de niveau de préoccupation selon le degré de risque qu'ils présentent. Un lieu est désigné à risque élevé lorsque sa contamination constitue une menace réelle ou imminente pour la santé humaine ou pour l'environnement. Dans un tel cas, il est nécessaire d'intervenir pour réduire le risque.

Un guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données renferme des conseils touchant l'échantillonnage, des recommandations sur les méthodes d'analyse des différents contaminants fréquemment retrouvés sur les lieux contaminés et des suggestions quant à la gestion adéquate des données recueillies (CCME, 1993a; 1993b). Ce document permet d'harmoniser à l'échelle nationale l'échantillonnage et l'analyse de matrices environnementales complexes de manière à ce que les données obtenues soient représentatives. Il permet aussi une meilleure sélection des méthodes analytiques existantes afin que les données générées soient cohérentes et comparables entre les différents laboratoires d'analyse. Le guide insiste sur l'importance de l'assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) et l'interdépendance des objectifs de l'échantillonnage, de l'analyse des échantillons et de la gestion des données en ce qui a trait à la planification et à l'exécution de chacun des trois domaines. Les études hydrogéologiques des lieux contaminés font appel à de nombreuses disciplines différentes (*e.g.* biologie, chimie, géologie, mathématique) et sont souvent très complexes et exigeantes. Un manuel offre des suggestions ou des conseils aux intervenants qui planifient ou exécutent certaines activités d'évaluation (CCME, 1994b).

Dans le but d'obtenir une meilleure identification, évaluation et restauration des sites contaminés au Canada, un cadre de travail national pour l'évaluation et la restauration des sites contaminés (annexe I) a été développé par le sous-comité du CCME sur les Critères de Qualité Environnementaux pour les Sites Contaminés (CQESC). Ce cadre consiste en une approche à niveaux qui utilise des outils de dépistage et d'évaluation pour développer des objectifs de restauration spécifiques aux sites (CCME, 1996b; 1996c). La méthode proposée intègre les lignes directrices génériques et les objectifs de restauration spécifiques au site. Les lignes directrices génériques sont des valeurs numériques basées sur des scénarios développés pour différentes utilisations des lieux et des hypothèses conservatrices. Ces lignes directrices sont utiles pour évaluer un risque relatif mais ne sont pas toujours appropriées pour les objectifs de restauration d'un site particulier. Une évaluation du risque spécifique au site permet d'adapter le niveau de restauration aux objectifs de qualité environnementale.

La première étape de la procédure d'évaluation et de restauration des sites contaminés consiste à considérer les sites potentiellement à risque. Ces sites seront par la suite classés selon leur niveau de préoccupation. Le système national de classification des lieux contaminés (CCME, 1992) est une simple méthode de dépistage en cinq étapes (informations disponibles, évaluer l'information disponible et requise, informations supplémentaires nécessaires, compléter les formulaires de classification et d'évaluation, déterminer le pointage final et classifier le site), pour évaluer et classer les sites contaminés selon leur impact réel ou potentiel sur la santé humaine et l'environnement. Ce système a été développé pour établir une méthode rationnelle et scientifiquement défendable pour classer les sites contaminés à travers le Canada. Il n'est pas conçu pour une évaluation générale ou quantitative du risque, mais plutôt pour dépister les sites contaminés nécessitants des travaux (*e.g.* caractérisation, évaluation du risque, restauration). Aussi, il ne considère pas les aspects technologiques, socio-économiques, politiques et légaux.

Les critères d'évaluation et de restauration proposés par le CCME (1991) sont utilisés comme des guides généraux pour la protection, la maintenance et l'amélioration des usages spécifiques du sol et de l'eau. Les critères de restauration sont des valeurs numériques, pour le sol et l'eau, adoptés par différentes juridictions au Canada. Ils indiquent la concentration d'un contaminant dans le sol ou l'eau sous lequel aucun risque à la santé humaine ou environnemental n'est anticipé. Ces critères sont appliqués, lors d'une première évaluation générale, pour identifier et classer des sites, pour évaluer le degré général de contamination et pour déterminer les actions nécessaires. Une investigation devrait être considérée lorsque les concentrations excédent la valeur d'un critère, afin d'évaluer l'étendue et la nature du danger, et de déterminer le degré d'urgence des actions nécessaires. Lorsque la technologie ne permet pas de restaurer un site, ces critères peuvent constituer un guide pour les usages et les restrictions des lieux afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Plusieurs critères pour les sols sont peu documentés et requiert des recherches supplémentaires pour être défendable scientifiquement. Le *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé* du CCME devrait fournir une méthode consistante pour établir les lignes directrices de restauration (CCME, 1996c). En attendant, l'usage des critères provisoires de qualité environnementale et des autres lignes directrices du CCME est recommandé.

Deux approches sont proposées pour supporter le développement des objectifs spécifiques de restauration. La première (approche basée sur les lignes directrices) impliquent deux méthodes. Ainsi, les valeurs numériques (*i.e.* concentrations résiduelles acceptables) des objectifs de restauration peuvent être basées directement sur les lignes directrices nationales existantes (approche par critères) ou adapter, *i.e.* modifier à l'intérieure de certaines limites, afin de refléter les conditions spécifiques du site. La deuxième approche (basée sur le risque) utilise des procédures d'évaluation du risque pour établir les objectifs de restauration spécifique au site (CCME, 1996b).

Pour certains sites, l'utilisation de lignes directrices génériques peut être approprié. Il peut cependant être nécessaire de modifier les lignes directrices au regard de conditions spécifiques d'un site (*e.g.* contamination naturelle, contamination potentielle des eaux souterraines) sans nécessairement effectuer une évaluation complète du risque. Selon le guide pour développer des objectifs de restauration spécifiques aux sites contaminés au Canada du CCME (1996b), la modification des critères génériques de qualité du sol nécessite de considérer certains facteurs dont: le niveau naturel de contamination, le mouvement possible des contaminants du sol vers l'eau, l'air ou la poussière, la pertinence des données toxicologiques utilisée pour établir les lignes directrices génériques, et l'utilisation du site et les récepteurs concernés par cette utilisation.

Lorsque les considérations physiques, chimiques ou biologiques excèdent la portée des lignes directrices, une évaluation du risque spécifique au site peut être recommandée pour définir les objectifs de restauration. Les méthodes toxicologiques standardisées sont utilisées pour générer les données sur les effets biologiques nécessaires pour établir les critères de qualité environnementale, évaluer le danger d'un site, et évaluer l'efficacité des opérations de restauration. Une revue des méthodes utilisant des organismes entiers a été réalisée pour Environnement Canada (Keddy *et al.*, 1994; 1995).

Le cadre de travail pour l'ÉRÉ du CCME (1996a; 1997)est une approche à niveaux de complexité progressive (annexe II). L'évaluation de dépistage, l'ÉRÉ quantitative préliminaire et l'ÉRÉ quantitative détaillée possède la même structure et sont réalisées sur la base des informations, des connaissances et des décisions prises au niveau précédent. Les nouvelles informations peuvent être ajoutées au modèle conceptuel, les informations manquantes peuvent être identifiées et le niveau d'incertitude peut être évalué.

L'évaluation de dépistage est caractérisée par des méthodes qualitatives ou comparatives simples, et repose les informations de la littérature et les données collectées. Ce type

d'évaluation est plutôt descriptif et s'intéresse davantage aux espèces cibles. Dans le cadre de travail, tous les sites doivent subir une évaluation de dépistage. L'ÉRÉ quantitative préliminaire fournit des informations quantitatives. Les outils utilisés à ce niveau inclus les méthodes environnementales standards, les modèles et des approches plus spécialisées développées pour l'ÉRÉ. L'emphase est mise sur la collection des données essentielles identifiées lors de l'investigation précédente. L'ÉRÉ quantitative détaillée repose sur les données du site et les modèles prédictifs pour fournir les informations quantitatives, notamment pour les réponses complexes des écosystèmes. Ce niveau est le plus compliqué, il utilise des procédures, des méthodes et des outils sophistiqués.

## 2.2 PROCÉDURE D'ÉRÉ DU MEFQ

La procédure d'ÉRÉ (PÉRÉ) proposée par le MEFQ (CEAEQ, 1998) apparaît être la mieux adaptée à la problématique d'évaluation des sols contaminés compte tenu du contexte où elle sera appliquée. La PÉRÉ a été élaborée afin de répondre aux besoins de la nouvelle *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Elle comporte suffisamment de détails pour constituer un document d'encadrement et un guide à l'utilisateur. Cette procédure s'inspire du cadre d'évaluation du risque écologique de l'US EPA (1992a) et du cadre de l'ÉRÉ du CCME (1996a). Par conséquent, elle est compatible avec les différentes procédures et pratiques actuelles.

La PÉRÉ suit une structure logique et séquentielle relativement simple. La démarche proposée est issue d'un cheminement à caractère scientifique et fait suite au cadre méthodologique développé auparavant par le MEFQ (Thellen *et al.*, 1993). Ce cadre a été utilisé, de façon partielle, pour diverses problématiques (Martel *et al.*, 1991; Martel et Thellen, 1992; Robidoux, 1992; Roy et Robidoux, 1992; Thellen *et al.*, 1992; Robidoux, 1993; Robidoux et Paquette, 1993a; Roy *et al.*, 1993; Allen *et al.*, 1994; Robidoux *et al.*, 1994a; 1994b; Allen *et al.*, 1995a; 1995b; 1996). Généralement, ces

études utilisaient le cadre de travail de façon partielle et se concentraient davantage sur l'évaluation du danger écotoxicologique (ÉDÉ) qui pouvait être réalisée de façon autonome ou constituer, selon le cadre méthodologique, une étape importante de l'ÉRÉ. Ainsi, ces études ont contribué à justifier et à préciser la PÉRÉ. Le MEFQ préconise maintenant les deux approches (l'ÉRÉ et l'ÉDÉ). Il suggère aussi deux types d'ÉRÉ: qualitative (préliminaire) et quantitative.

### 2.2.1 Cadre conceptuel

L'ÉRÉ est définie par le MEFQ comme étant une approche d'évaluation écotoxicologique qui consiste à estimer les possibilités (ÉRÉ préliminaire) ou les probabilités (ÉRÉ quantitative) d'occurrence de réponses néfastes chez des récepteurs en fonction de leur exposition à un agent stresseur. Les éléments qui composent l'ÉRÉ et leurs interactions sont schématisés dans un cadre conceptuel proposé par le CCME (1996a; annexe III).

La caractérisation des récepteurs consiste à identifier les composantes écologiques (biotiques et abiotiques). Elle considère entre autres, l'abondance et la distribution des récepteurs écologiques, leur interdépendance ainsi que la sensibilité des organismes envers des contaminants. L'identification du danger consiste à identifier les effets néfastes associés aux contaminants présents ainsi que les relations existantes entre leur concentration et la sévérité des effets. L'estimation de l'exposition consiste à estimer le contact entre les récepteurs écologiques et les contaminants. Les différentes voies d'exposition sont identifiées et l'exposition est caractérisée en terme de durée, de fréquence et d'amplitude. La caractérisation du risque consiste à estimer et décrire le risque à l'aide des trois éléments précédents. A cette étape, les incertitudes identifiées et décrites aux étapes précédentes sont analysées globalement. L'estimé de risque est interprété en fonction de l'incertitude globale s'y rattachant, sa signification écologique et de ses évidences causales.

Afin de satisfaire différents besoins d'évaluation, le MEFQ préconise une seconde approche, soit l'ÉDÉ (annexe III), qui répond aussi aux exigences de la *Politique*. Le MEFQ définit l'ÉDÉ comme étant une approche d'évaluation écotoxicologique qui consiste à caractériser de façon relative le potentiel d'une situation à engendrer une situation néfaste (le danger). La caractérisation de ce danger est réalisée par une identification de la présence et de la complexité d'une contamination associée à la source de stress, par une estimation de son comportement environnemental et par une caractérisation des effets toxiques qui peuvent être associés à son exposition. Ce type d'évaluation permet de mettre en priorité ou de choisir les actions à entreprendre. Par exemple, l'ÉDÉ permet de comparer différentes technologies de décontamination des sols, de classifier et mettre en priorité des sites contaminés, ou de déterminer les limites spatiales d'intervention.

### 2.2.2 Cadre d'application

Les deux approches d'évaluation écotoxicologique préconisées dans la PÉRÉ peuvent être considérées pour diverses situations: 1) protection de la biodiversité; 2) solution de remplacement aux critères génériques; 3) critères génériques non applicables; 4) besoin de comparer ou de mettre en priorité.

Les trois premières situations nécessitent la réalisation d'une ÉRÉ et l'établissement de critères spécifiques au site pour lesquels différents niveaux de protection sont préconisés. La quatrième situation implique la réalisation d'une ÉRÉ ou d'une ÉDÉ, et un choix d'actions plutôt que l'établissement de critères de protection spécifiques. Ces situations se distinguent par les informations obtenues lors de la caractérisation initiale du terrain contaminé. La situation et l'usage prévu du terrain conditionnent le niveau de protection, en terme de réponses écologiquement significatives, et celui de l'approche d'évaluation écotoxicologique.

Le niveau de protection sert à déterminer le risque tolérable pour une situation à l'étude. L'établissement du niveau de protection applicable pour un terrain contaminé relève des activités de gestion. Selon les situations menant à l'évaluation écotoxicologique et l'usage prévu du terrain, deux niveaux de protections sont préconisés: absence (conservation de la biodiversité, usage résidentiel, récréatifs ou institutionnel) ou faible niveau de réponses écologiquement significatives (usage commercial ou industriel).

### 2.2.3 Démarche générale de l'évaluation écotoxicologique

Afin que l'évaluation écotoxicologique fournisse une information scientifique pertinente à la prise de décision, la démarche générale du *MEFQ* considère deux éléments: la *Planification* et l'*Évaluation écotoxicologique* proprement dite (annexe IV). Elle consiste en l'organisation logique des approches et des types d'évaluation. La *Planification* initie la démarche et relève de la gestion. Elle établit la problématique de l'évaluation et définit les éléments de gestion qui bâtissent l'évaluation écotoxicologique. La réalisation de cette évaluation requiert une série d'activités relevant de la gestion.

La réalisation d'une ÉDÉ est requise lorsque l'on a besoin de comparer des technologies de traitement ou de mettre en priorité les actions à entreprendre face à une problématique impliquant un sol contaminé par plusieurs contaminants. Cette approche est caractérisée par l'utilisation d'un système de pointage et de pondération. Elle repose essentiellement sur des données générées en laboratoire. Il s'agit d'une approche d'évaluation comparative.

La démarche d'évaluation considère deux types d'évaluation du risque. La première, l'*ÉRÉ préliminaire*, est effectuée afin d'estimer la possibilité qu'un effet néfaste toxicologique puisse affecter un récepteur. Elle a pour objectif de vérifier l'absence de risque significatif pour la problématique à l'étude ou de comparer et de mettre en priorité les actions à entreprendre. Cette problématique peut impliquer un ou plusieurs lieux contaminés avec un ou plusieurs contaminants. Ce type d'évaluation, davantage

descriptif que prédictif, est caractérisé par l'utilisation de méthodes d'intégration qualitatives et/ou quantitatives simples et repose principalement sur des données existantes (littérature, caractérisation).

La réalisation du deuxième type d'évaluation de risque peut dans certains cas être nécessaire. *L'ÉRÉ quantitative* estime la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur. Elle vise essentiellement à caractériser le risque le plus précisément possible et avec le minimum d'incertitude, lorsque l'ÉRÉ qualitative ne démontre pas l'absence de risque significatif. Ce type d'évaluation porte sur les récepteurs, les contaminants et/ou les conditions d'exposition qui auront été identifiés comme problématique lors de l'ÉRÉ qualitative. Elle est caractérisée par l'utilisation de méthodes d'intégration quantitatives, et repose généralement sur la collecte de données spécifiques ainsi que sur l'utilisation de modèles prédictifs. Au besoin, l'*ÉRÉ quantitative* peut être réitérée sur des éléments d'incertitudes pour permettre l'adéquation avec les bases décisionnelles.

La démarche d'évaluation représente une continuité partant d'une évaluation *préliminaire* vers une évaluation *quantitative*. Les approches et les types d'évaluation utilisés se distinguent par l'importance relative de l'utilisation de l'information scientifique par rapport au jugement professionnel.

La *planification*, qui relève de l'équipe de gestion, est nécessaire à la réalisation de chaque évaluation écotoxicologique. Elle a pour objet de définir l'objectif général permettant de préciser les besoins de gestion, en vue de fournir aux évaluateurs le contexte précis à l'intérieur duquel ils devront réaliser l'évaluation. Elle comprend l'*établissement de la problématique*, la *précision des bases de l'évaluation*, l'*élaboration de l'objectif général* et la *production d'un compte rendu de planification* requis pour la réalisation d'une évaluation écotoxicologique.

Chaque évaluation est élaborée selon le même processus, à partir de l'information existante et/ou d'une évaluation antérieure (*e.g.* étude de caractérisation, ÉDÉ, ÉRÉ)

ainsi que sur les décisions en découlant. Le processus d'évaluation possède la même structure et les mêmes composantes principales en ÉRÉ préliminaire ou quantitative et comporte six phases linéaires de réalisation.

La première phase de réalisation de l'ÉRÉ contribue à élaborer le *modèle conceptuel* écotoxicologique du terrain à l'étude. L'élaboration de ce modèle découle d'un examen des renseignements existants susceptibles de situer la problématique dans un contexte écotoxicologique et d'une analyse logique de celle-ci en termes de contamination et de récepteurs. Ce modèle conduit à la formulation des hypothèses sur les mécanismes de perturbation potentielle des récepteurs.

La phase suivante établit des *outils descriptifs* qui sont nécessaires pour l'évaluation. Ainsi, les outils scientifiques et techniques disponibles pour vérifier les hypothèses formulées à la phase précédente sont identifiés et ajustés en tenant compte des bases décisionnelles. Cette phase nécessite trois étapes. La première, la *définition des paramètres*, a pour but de déterminer les moyens techniques et scientifiques nécessaires pour vérifier les hypothèses de perturbation potentielle issues du modèle conceptuel. La deuxième étape, l'*élaboration des règles de décision*, décrit les bases logiques permettant d'orienter le choix des mesures à prendre pour chaque énoncé de décision. La troisième étape, l'*établissement des niveaux de précision*, détermine le niveau de conservatisme et d'incertitude tolérable nécessaire pour utiliser la règle de décision.

La troisième phase élabore la *méthodologie d'évaluation*. On y définit la façon dont les outils descriptifs sont intégrés dans un scénario spécifique et les éléments de contrôle qui sont appliqués en vue de dégager et d'interpréter les résultats de l'évaluation. Elle nécessite deux étapes. Le première, la *définition de la méthode d'estimation*, précise la façon dont le risque écotoxicologique est estimé pour chaque paramètre d'évaluation. Elle est composée de quatre activités (*élaboration des scénarios spécifiques*, *description de la méthode*, *plan de suivi et d'analyse de l'incertitude*, *plan d'assurance et de*

*contrôle de la qualité*). La seconde étape, la *production du devis d'évaluation*, constitue le plan de réalisation de l'évaluation et décrit les travaux devant être réalisés lors des phases suivantes.

La quatrième phase, les *activités descriptives*, regroupe l'ensemble des travaux permettant de générer l'information nécessaire à l'évaluation. Elles impliquent trois étapes conditionnées par les paramètres de mesures et les objectifs de qualité préalablement définis (*analyse des données rétrospectives*, *réalisation des analyses, des mesures et des essais*, *validation des renseignements*).

La cinquième phase, les *activités d'évaluation*, vise à traiter systématiquement les données obtenues lors des *activités descriptives* afin de sélectionner et d'intégrer les informations pertinentes à chaque méthode d'estimation du risque. Les *activités d'évaluation* génèrent le résultat de l'évaluation en caractérisant le risque pour chaque paramètre d'évaluation en fonction des incertitudes s'y rattachant. Elles comprennent deux étapes:

1) La *compilation et l'analyse des données* visent à déterminer parmi les données validées celles qui sont pertinentes et conformes au devis d'évaluation. Elle est réalisée en interaction avec les *Activités descriptives*. Elle est divisée en deux parties:
   - L'intégration des données vise à compiler et analyser les données descriptives en fonction du cheminement analytique d'un paramètre d'évaluation.
   - La génération des VE estimées et des VR (ÉRÉ préliminaire) ou des profils d'exposition et de réponse (ÉRÉ quantitative) s'effectue pour chaque paramètre d'évaluation.

2) La *caractérisation du risque* consiste à intégrer les renseignements provenant de l'analyse précédente et à interpréter les risques obtenus, principalement sur la base de l'incertitude qui leur est associée. Elles comportent quatre activités:

- *L'estimation du risque* fournit une description qualitative ou quantitative et constitue la dernière étape du cheminement analytique. Il s'agit d'intégrer les différents termes de la méthode d'estimation de risque (*e.g.*: méthode du quotient, simulation *Monte Carlo*).
- L'*interprétation du risque* doit préciser la façon dont le paramètre d'évaluation a été inféré à partir de l'ensemble «paramètres de mesure/ outil de relation », et elle doit dégager les incertitudes inhérentes au risque estimé. L'interprétation du risque se fait donc principalement sur la base d'une analyse de l'incertitude inhérente à l'évaluation. L'*analyse finale de l'incertitude* nécessite une révision et une synthèse des sources d'incertitudes prédominantes, des techniques et moyens utilisés pour les évaluer et leur impact sur l'estimé de risque. Elle doit identifier les termes de la méthode d'estimation du risque dont l'incertitude a le plus d'influence sur le résultat. L'impact de ces termes incertains sur la précision et la crédibilité du risque estimé doit être analysé.
- La *Conclusion* de l'ÉRÉ, qui porte sur l'ensemble des résultats de l'évaluation, comporte deux aspects:
    - Un jugement global doit être porté sur chaque hypothèse évaluée en fonction des résultats obtenus pour le paramètre d'évaluation correspondant.
    - L'ensemble de l'évaluation est résumé afin de tirer des conclusions relativement à la règle de décision et au respect du *niveau de précision* défini lors de la phase 2.
- Finalement, des recommandations sont formulées quant aux suites à donner à l'évaluation. Il s'agit de recommander, avec justification, si une ÉRÉ quantitative est nécessaire.

La dernière phase, les *activités de communication*, vise à assurer la clarté et la transparence lors de la communication des résultats de l'évaluation à l'équipe de gestion. Deux étapes sont nécessaires à la réalisation des ces activité : la *rédaction du rapport* d'ÉRÉ et le *transfert des résultats* par l'équipe d'évaluation.

Un modèle de gestion de la qualité des connaissances qui intègre l'évaluation du risque écotoxicologique doit considérer les méthodes décrites précédemment. Idéalement, ce système devrait être utilisé peu importe le cadre de référence utilisé (*e.g.* US EPA, CCME, MEFQ). Pour ce faire, une simplification de certains éléments des approches peut être nécessaire. Aussi, le modèle doit intégrer une méthode d'évaluation préliminaire puisque cette approche est actuellement plus utilisée.

# 3. LES OUTILS ÉCOTOXICOLOGIQUES

Du point de vue de l'évaluation écotoxicologique, l'analyse préliminaire d'une problématique de contamination environnementale précède le développement d'un modèle conceptuel. Ce modèle comporte généralement trois éléments: l'analyse de la source du stress, l'analyse de l'écosystème ciblé et la formulation d'hypothèses sur les mécanismes de perturbation potentiels. Afin de vérifier les hypothèses de perturbation, les outils techniques et scientifiques les plus appropriés doivent être déterminés. Pour y arriver, l'évaluateur doit définir les paramètres d'évaluation, puis identifier les paramètres de mesure adéquats pour décrire les paramètres d'évaluation.

Le paramètre de mesure réfère à la mesure brute (analyse, test, mesure) qui décrit un ou plusieurs éléments du paramètre d'évaluation. Ceci constitue le niveau opérationnel du *Processus* d'évaluation. Généralement, plusieurs paramètres de mesure sont requis pour décrire un paramètre d'évaluation. Ainsi, les méthodes de mesure constituent un élément essentiel de l'évaluation. Les modèles utilisés à différentes étapes de l'évaluation constituent un autre outil important dont l'usage est en progression. Ils peuvent s'avérer utiles, entre autres, lors du développement du modèle conceptuel ou de l'estimation de risque.

L'ÉRÉ est dépendante de la connaissance que les évaluateurs ont des écosystèmes, des effets et des mécanismes de perturbation. Aussi, la qualité de l'évaluation et les incertitudes associées aux différentes activités sont liées aux connaissances et aux outils utilisés, incluant les méthodes de mesure et les modèles.

Il est difficile de dresser une liste exhaustive des outils qui peuvent potentiellement être utiles pour la réalisation d'une ÉRÉ compte tenu ses besoins et des progrès rapides dans ce domaine. Toutefois, une bonne connaissance des outils permet d'effectuer des choix raisonnés et de réduire les incertitudes.

## 3.1 LES MÉTHODES DE MESURE

Les méthodes de mesure peuvent être divisées en plusieurs catégories:

1) Les analyses **chimiques et physiques** décrivent la nature, la concentration et la distribution d'un agent stresseur.

2) Les analyses **toxicologiques** décrivent les perturbations liées à la réponse écotoxicologique retenue pour le paramètre d'évaluation. Elles incluent les tests de toxicité effectués en laboratoire et les essais effectués dans des systèmes écologiques artificiels (*e.g.*: microcosme, mésocosmes). Les valeurs de toxicité pour différents organismes avec des substances pures sont abondantes dans la littérature. Il existe plusieurs banques de données regroupant des données de toxicité notamment pour les organismes aquatiques (*e.g.*: ASTER, AQUIRE).

3) Les **études de terrain** décrivent les récepteurs écologiques. Elles peuvent être de nature qualitative ou quantitative. Les relevés préliminaires, généralement qualitatifs sont réalisés pour dépister les récepteurs écologiques et les voies d'exposition. Les relevés quantitatifs servent à caractériser et à analyser le récepteur ainsi que les effets identifiés par le paramètre. De façon générale, les observations faites sur un site sont comparées à celle provenant d'un site de référence.

4) Les **biomarqueurs** sont des outils de mesures qui décrivent une exposition ou un effet sous-létal sur le terrain.

### 3.1.1 Les analyses chimiques et physiques

La contamination du sol peut être principalement causée par des facteurs physiques et chimiques. Le principal facteur physique rapporté est la radioactivité. D'autres facteurs tel le brassage mécanique des sols par de la machinerie lourde peuvent interférer et favoriser l'érosion par l'eau ou le vent.

Cependant, la pollution chimique reste le plus important problème pour les écosystèmes terrestres. Les polluants chimiques peuvent être divisés en deux catégories: les **macropolluants** et les **micropolluants**. Les macropolluants sont des molécules naturelles présentes à une échelle locale et/ou temporaire à des concentrations différentes de l'étendue normale. Les micropolluants sont des molécules naturelles ou anthropogéniques modifiant la nature des réactions biochimiques. Ils peuvent être toxiques à de très faibles concentrations et provoquent souvent des effets chroniques (Tarradellas *et al.*, 1997).

Les principaux macropolluants incluent les ions apportés par les pluies acides et modifiant le pH du sol, ainsi que les sels fertilisants tel le phosphore et l'azote. Les micropolluants peuvent être divisés en trois catégories:

1) Les micropolluants **inorganiques** sont essentiellement des métaux (*e.g.*: plomb, cuivre, cadmium, zinc, nickel, chrome, mercure), des fluorures ou des cyanures.

2) Les micropolluants **organiques non-pesticides** atteignent le sol depuis des sources anthropogéniques et résultent de l'activité industrielle et urbaine, du transport et des déversements. Les principaux représentants de cette catégorie sont: les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP; *e.g.*: naphtalène), les composés aromatiques monocycliques volatils (*e.g.*: benzène), les paraffines chlorées, (*e.g.*: chlorure de méthyle, les aromatiques chlrorés sans oxygène (*e.g.*: BPC), les aromatiques chlrorés avec oxygène (*e.g.*:PCP), les amines aromatiques (*e.g.*:benzidines), les plastifiers (*e.g.*: diethylhexylphthalate). les produits antifeux (*e.g.*:triphenylphosphate) Les surfactants (*e.g.*: alkylbenzène slufonates)

3) Les **pesticides** inclus les herbicides, les insecticides, les fongicides (*e.g.*: chlorsulfuron, molinate, glyphosate, chlordane, mirex DDT) et sont volontairement étendus sur les sols pour contrôler les espèces indésirables.

L'ÉRÉ des polluants chimiques du sol implique la caractérisation de la source de contamination. Cette activité nécessite l'utilisation de techniques analytiques chimiques (annexe V). Les choix des méthodes doit être fait avec précaution puisque l'ÉRÉ nécessite des informations précises (*e.g.*: formes biodisponibles, isomère congénère spécifique). De plus, l'analyse des contaminants traces dans un sol est relativement compliquée due à la nature hétérogène et complexe de cette matrice. L'analyse d'un sol implique une procédure intégrée avec plusieurs étapes qui doivent être contrôlées et maîtrisées. La première et la dernière étape, l'échantillonnage et l'interprétation, doivent être intégrées aux caractéristiques géographiques, agricoles et texturales du sol. L'extraction et les étapes analytiques doivent être spécifique au contaminant afin de l'identifier et de le quantifier.

Considérant la complexité du sol et le besoin d'utiliser une approche spécifique au contaminant, une attention spéciale doit être accordée aux méthodes d'extraction et de séparation. Les procédures d'extraction et de séparation de métaux lourds du sol permettent d'obtenir, en plus de la concentration totale, des informations sur leur comportement et leur biodisponibilité. Ainsi, la spéciation (détermination d'une forme moléculaire ou configuration dans lequel un élément peut être présent dans différentes matrices) réfère aux métaux traces extractibles par extraction chimique simple ou séquentielle. Les principaux "extractants" sont: l'EDTA, l'acide acétique, l'acétate d'ammonium, le nitrate d'ammonium, le nitrate de sodium et le chlorure de calcium (Gupta et Aten, 1993).

Même si la littérature est abondante concernant l'analyse des substances organiques, peu d'informations concernent les sols (Albaiges et Webster, 1995). L'extraction des micropolluants du sol peut être réalisée selon deux méthodes. La plus traditionnelle utilise des solvants organiques et le taux de récupération est généralement bon si le taux de matière organique n'est pas trop élevé. La seconde méthode, l'extraction par fluide supercritique (SFE) est plus intéressante car, en plus de permettre la réduction de

l'utilisation de solvants organiques dangereux, elle est plus spécifique et plus rapide. Cette méthode reste cependant expérimentale. La chromatographie haute résolution en phase gazeuse (HRGC) ou chromatographie haute performance en phase liquide (HPLC) constituent deux méthodes de séparation qui peuvent, après extraction, être utilisées pour détecter et quantifier des contaminants organiques. Ces techniques permettent de séparer des produits primaires (*e.g.*: contaminant spécifique, famille de contaminants), des métabolites, des isomères et des congénères.

Les techniques de séparation chimique peuvent être utilisées pour isoler des fractions d'un échantillon de sol lors de contamination complexe dans le but d'identifier celles qui sont toxiques (Botts, 1989; Lahaise *et al.*, 1990; Norberg-King *et al.*, 1991; DiGiano *et al.*, 1992; Doerger *et al.*, 1992; Durhan *et al.*, 1993; Mount et Norberg-King, 1993).

Plusieurs méthodes utilisées pour les sols, notamment pour l'analyse des métaux, proviennent de méthodes initialement développées pour les eaux (APHA, 1992). De plus, la caractérisation et l'évaluation des sols impliquent généralement des analyses en phase liquide via le lixiviat d'un sol ou l'eau souterraine. Certaines méthodes de référence spécifiques ont été adaptées aux sols notamment pour les substances inorganiques (CSTPA, 1992). La plupart des méthodes standard utilisées pour l'analyse des substances organiques dans les déchets solides ont été développées par les agences américaines (US EPA, 1986) et canadiennes (BEST, 1979; MENVIQ, 1990a; 1990b).

Un rapport du CCME présente les méthodes analytiques physico-chimiques applicables aux principaux contaminants pour l'étude des sols (CCME, 1993a). Ce document expose entre autres, les critères importants pour le choix des méthodes (*e.g.* fiabilité tel que la disponibilité des équipements, le niveau de confiance requis, la sensibilité désirée, l'interférences potentielles, l'applicabilité pour la matrice) et du laboratoire d'analyse. Ces méthodes ont aussi été résumées de façon à présenter l'information nécessaire pour choisir une méthode. Le sommaire des méthodes inclue la préparation des échantillons,

les interférences potentielles, les exigences relatives au contrôle de la qualité et des remarques au sujet de l'utilisation (CCME, 1993b).

Un guide des méthodes pour la conservation et l'analyse des échantillons d'eau et de sol a aussi été publié par le MEFQ (1996a). Ce guide est un document de soutien à sa *Politique* et décrit de façon sommaire les procédures analytiques préconisées pour le dosage des différents paramètres chimiques visés par cette Politique. Il présente également les méthodes de préparation et les méthodes de conservation des échantillons.

L'utilisation d'immunoessais pour analyser des contaminants est aussi en progression (Vanderlaan *et al.*, 1991). Ces techniques sont rapides mais généralement peu sensibles, sauf pour quelques herbicides. En raison du risque d'interférences par réactions croisées, il est nécessaire de confirmer les résultats avec des techniques conventionnelles.

### 3.1.2 Les analyses toxicologiques

Les analyses toxicologiques sont utilisées pour mesurer et évaluer les effets des substances chimiques sur les organismes. Ces analyses peuvent être effectuées avec des substances pures, des solutions complexes, des extraits ou, dans certains cas, directement sur le sol. Ces analyses permettent d'obtenir une information intégrée sur la toxicité d'un échantillon complexe. Elles ont l'avantage de considérer les effets synergétiques et antagonistiques des contaminants présents dans la matrice.

Les données de toxicité pour les substances pures sont répertoriées dans des banques de données comme AQUIRE (toxicité aquatique), PHYTOTOX (phytotoxicité), TERRETOX (toxicité terrestre), disponibles sur des supports informatiques (*e.g.* ECOTOX, MEDLARS), ou dans les documents de qualité de l'eau des agences gouvernementales (US EPA, 1985).

L'écotoxicologie des sols est une science relativement jeune et il existe peu d'outils analytiques utiles pour évaluer le risque des contaminants dans les écosystèmes terrestres

(OECD, 1989; Kreysa et Wiesner, 1995). Il existe peu de méthodes standardisées internationales applicables directement à des matrices solides (annexe VI). Ces méthodes utilisent, notamment, des macrophytes terrestres pour mesurer la toxicité des substances (AFNOR, 1982; O'Neill et al., 1982; Linder *et al.*, 1990). Un seul invertébré du sol (macrofaune), le ver de terre, fait l'objet d'une standardisation internationale (ISO, 1993; OECD, 1993). L'US EPA a aussi développé et standardisé quelques méthodes applicables aux sols tel la germination et la croissance radiculaire de graines de laitue, la létalité chez le ver de terre (Greene *et al.*, 1989). Les méthodes disponibles utilisant des organismes entiers ont été compilées (Keddy *et al.*, 1994; Keddy *et al.*, 1995). La sensibilité de ces essais dépend de plusieurs facteurs tels que l'organisme, le niveau trophique, la réponse mesurée, la matrice et le contaminant. La sensibilité de plusieurs méthodes a été comparée en utilisant des sols contaminés principalement par des hydrocarbures pétroliers provenant de raffineries industrielles (Pauwels *et al.*, 1996a; 1996b). La plupart des méthodes disponibles pour mesurer la toxicité d'extrait liquides de sols sont d'origine aquatique (Horning et Weber, 1985; BNQ, 1987; Weber *et al.*, 1988; U.S. EPA, 1989c 1989d; Weber *et al.*, 1989; Environnement Canada, 1990a; 1990b; 1992a; 1992b; 1992c; Weber, 1991; Weber, 1993).

Le mutagénicité des extraits d'échantillon de sol peut être mesurée (Williams et Preston, 1983). Des méthodes reconnues, utilisant des cellules bactériennes, sont aussi utilisées pour mesurer la génotoxicité des extraits de sol (Hubbard *et al.*, 1984; OME, 1991; Robidoux *et al.*, 1996). D'autres méthodes utilisant des cellules de mammifères pourraient permettre une évaluation plus représentatives des effets toxiques et génotoxiques (Lachance *et al.*, 1997; 1998a; 1998b).

Certaines autres méthodes peuvent être utiles pour évaluer les effets de différentes matrices (sols, extraits de sol, sédiments, eaux) sur des lieux contaminés (Gaudet *et al.*, 1994). Aussi, les effets sous-létaux tel la croissance, la reproduction et le comportement

(*e.g.* évitement) peuvent être mesurés suivant des protocoles non standardisés (Gibbs *et al.*, 1996; Yerdley *et al.*, 1996).

Il existe un besoin de développer des biotests représentatifs, sensibles et utiles pour évaluer l'ensemble de la matrice étudiée plutôt que de considérer la concentration totale des contaminants (Sheppard, 1994). Plusieurs protocoles sont actuellement en développement. Ces méthodes incluront d'autres groupes taxinomiques représentatifs de la microfaune et de la mésofaune, tel le Collembole (ISO, 1994) et d'autres paramètres de mesure, telle la reproduction (ISO, 1996). Une description de plusieurs essais avec différents organismes terrestres incluant des plantes, des arthropodes et la microfore du sol est donnée dans le *Handbook of ecotoxicology* (Calow, 1993).

Pour des raisons principalement économiques et de disponibilité de l'expertise et des connaissances, les effets sont généralement mesurés au niveau de l'organisme avec une espèce individuelle. Ces systèmes analytiques sont relativement faciles à contrôler. Dans ce cas, les effets sont estimés pour la population à l'aide de modèles d'extrapolation (Suter, 1993). Selon le besoin, les effets peuvent être évalués au niveau de l'écosystème. Les tests mesurant les effets au niveau de l'écosystème incluent:

1) Les **effets des interactions entre les espèces**, incluant la prédation, le parasitisme et la compétition. Ces tests peuvent être très sensibles et très pertinents, par exemple lorsque le comportement de prédation des agents de contrôle biologiques est affecté par des substances toxiques. Un test standardisé utilisant la symbiose entre les légumes et la bactérie *Rhizobium* a été développé par Garten (1985) et adopté par l'US EPA (1987).

2) Les **microcosmes**, réalisés en laboratoire, simulent un écosystème ou une constituante majeure d'un écosystème. Les microcosmes permettent de manipuler les conditions expérimentales et d'observer les effets au niveau de la population. Ils fournissent des données qui peuvent être analysées de manière statistique pour

déterminer les changements significatifs dans la structure et le fonctionnement écologique (Sheehan *et al.*, 1986; Gaudet *et al.*, 1994). Même s'ils considèrent plusieurs espèces dans un même système d'essai et qu'ils sont relativement peu dispendieux, il existe des réticences à les utiliser. Un microcosme ne peut être aussi complexe qu'un écosystème naturel. Aussi, ce type d'essai soulève des questions relatives à leur utilité par rapport aux bioessais conventionnels. Ainsi, à ce jour, peu de microcosmes ont été standardisés (van Gastel et van Straalen, 1994; Sheppard, 1997).

3) Les **mésocosmes** sont réalisés dans des systèmes expérimentaux extérieurs délimités. Ils offrent un meilleur réalisme que les microcosmes dû à leur grandeur et aux conditions physiques plus naturelles. Il permettent la réplicabilité et un contrôle de l'exposition aux polluants et des composantes abiotiques. Ils sont cependant, moins utilisés car ils dépendent des conditions extérieures tel les pluies abondantes et le vandalisme. Par conséquent, ils sont limités principalement à la recherche.

4) Les **essais de terrain**, réalisés dans un écosystème non confiné, mesure les effets d'un traitement à la même échelle que la contamination étudiée. Ils constituent le plus difficile et le plus dispendieux type de test, mais, effectués correctement, ils offrent le meilleur réalisme. Cependant, la réponse de ce type d'essai est très complexe et dépendante des conditions climatiques, du mouvement des organismes et de plusieurs autres variables incontrôlables. Le résultat peut ainsi être difficile à interpréter et à généraliser. La réplicabilité de ce type d'essai est difficile ou impossible et le nombre de traitement est limité en raison de la difficulté à trouver des sites similaires.

### 3.1.3 Les études de terrain

Les évaluations sur le terrain sont importantes pour l'évaluation du risque Il est important d'inspecter le lieu contaminé et de recueillir des données sur le terrain. Les effets mesurés à l'aide de tests de toxicité servent à modéliser une contamination. Ces

méthodes sont généralement peu représentatives de la dynamique des populations et des communautés. Toutefois, l'effort nécessaire pour obtenir des données utiles sur le terrain justifie l'utilisation de méthodes plus simples pour l'évaluation écotoxicologique (Gaudet *et al.*, 1994).

Les données d'évaluation sur le terrain peuvent être très variables et refléter des fluctuations naturelles dans les composantes écologiques en fonction de la saison, du temps, du moment de la journée, etc. En raison de cette variabilité élevée, les programmes réalisés sur le terrain doivent être conçus de sorte que les effets reliés au lieu contaminé soient effectivement décelables.

L'utilisation de méthode d'évaluation sur le terrain dépend en partie de l'approche choisie pour l'ÉRÉ. Dans le cas d'une approche par niveau, du bas vers le haut (*i.e.* estimation des effets à des niveaux supérieurs en se basant sur des effets à des niveaux inférieurs), le travail au niveau de la communauté peut constituer une des dernières étapes dans l'ÉRÉ, tout comme la validation sur le terrain des données et les extrapolations découlant des essais de toxicité. Il est essentiel que les méthodes choisies correspondent aux paramètres d'ÉRÉ qui ont été fixés lors de la planification de l'évaluation du risque. Les données recueillies sur le terrain sont souvent trop nombreuses, et dans certains cas inutiles, ce qui dilue l'information essentielle et augmente les coûts de l'évaluation.

Il existe de nombreux manuels qui décrivent les techniques d'étude sur le terrain, plus particulièrement ceux qui concernent l'évaluation des risques, la surveillance et l'évaluation écologique (Kapustka *et al.*, 1989; Plafkin *et al.*, 1989; Gaudet *et al.*, 1994). La composante statistique des études de terrain est importante pour assurer la représentativité, la validité et l'interprétation des données (Scherrer, 1984, Gilbert, 1987; Eberhardt et Thomas, 1991; Cressie, 1993). En fait, un plan expérimental non adéquat, un biais au niveau de l'échantillonnage ou des techniques analytiques, une mauvaise

mesure des composantes critique ou des variations aléatoires, peuvent mener à une mauvaise représentation de la réalité (Johnson, 1995; US EPA, 1996).

### 3.1.4 Les biomarqueurs

L'utilisation d'indicateur d'exposition telle la concentration d'un contaminant dans le milieu ou dans un organisme est, dans certains cas, non appropriée. La concentration d'un contaminant n'est pas utile si sa disponibilité et son activité dans les organismes sont inconnus. Les biomarqueurs sont des indicateurs qui peuvent être utiles à l'évaluation d'une problématique environnementale.

Les biomarqueurs sont des mesures qui permettent de détecter, par une réponse biochimique ou cellulaire, la présence, l'exposition ou l'effet d'une perturbation. Ces mesures peuvent être faites dans le fluide corporel, les cellules ou un tissu. Les biomarqueurs d'exposition mesurant des changements biochimiques ou physiologiques qui indiquent que l'organisme a été exposé à des contaminants. Certains biomarqueurs peuvent être associés à des classes spécifiques de contaminants (Heggett *et al.*, 1992). Plusieurs d'entre eux sont utilisés dans les études écotoxicologiques, notamment pour le milieu aquatique (Hoffman *et al.*, 1995). Certains ont été validés (*e.g.*: activité des enzymes à fonction mixtes), mais aucun n'est standardisé par les organismes internationaux. Quelques-uns sont intensivement utilisés (*e.g.*: modification de l'ADN, effets histopathologiques). Le développement et la validation de nouveaux biomarqueurs (*e.g.* fonctions immunitaires) sont des sujets de recherche actifs et sont de plus en plus utilisés dans les études environnementales. Les biomarqueurs pour les organismes terrestres sont cependant peu nombreux. Certaines méthodes ont cependant été utilisée avec le ver de terre (Weeks, 1995; Svendsen *et al.*, 1996; Svendsen et Weeks, 1996a; 1996b; Robidoux *et al.*, 1998c; 1998d; 1998e; 1998f; 1998g).

En général, les biomarqueurs présentent l'avantage d'être sensibles à la présence de substances toxiques. Une réponse peut persister et être mesurée après l'exposition au

contaminant. Cependant, la relation entre des contaminants d'intérêt et les effets mesurés est souvent mal définie. De plus, les biomarqueurs sont sensibles aux variables externes telle que l'âge, le sexe et la diète des organismes (DiGulio, 1989).

## 3.2 LES MODÈLES

Représentation formelle de quelques composantes du monde (Suter, 1993), les modèles peuvent être utilisés à différentes étapes de l'ÉRÉ, notamment lors du développement du *Modèle conceptuel* et lors des *Activités d'évaluation*. Le besoin de synthétiser des informations complexes et d'effectuer de nombreuses opérations mathématiques a entraîné le développement de divers modèles. Les modèles utiles à l'ÉRÉ incluent les modèles de dynamique des écosystèmes, de simulations stochastiques, de transport et de la dispersion des contaminant, d'estimation des effets, de l'exposition et du risque.

L'émergence de problèmes environnementaux complexes a provoqué le développement de modèles environnementaux et écologiques comme outils de synthèse puissants, où les réactions et les propriétés des systèmes sont l'intérêt principal. Différentes approches et méthodes peuvent être utilisées pour modéliser les systèmes telles que les méthodes graphiques, théoriques, expérimentales, stochastiques et heuristiques (Weinberg, 1975; Le Moigne, 1977; Vemuri, 1978; Zeigler et al., 1979; Davis et McKeown, 1981; Sandquist, 1985; Klir, 1985). Les concepts fondamentaux et les équations générales de base utilisées en modélisation ont déjà été décrits par Sanquist (1985). Une procédure générale de modélisation doit, selon Jorgensen (1990), inclure la définition du problème, la définition dans l'espace et le temps des frontières du système et les sous-systèmes, l'identification des données requises, un diagramme conceptuel, la détermination des équations, la vérification du comportement du modèle, une analyse de sensibilité, la calibration et la validation du modèle.

Il existe plusieurs types de modèles et différentes typologies permettant de les classer (Calabrese et Kostecki, 1993; Zannetti, 1993; Jorgensen, 1994). Les modèles utiles à l'ÉRÉ peuvent être regroupés en trois grandes catégories: les modèles physiques, statistiques et mécanistiques (Suter et Barnthouse, 1993). Il importe de préciser que ces modèles ne sont pas mutuellement exclusifs. Même si les fondements théoriques sont différents et mathématiquement peu compatibles, les approches sont habituellement considérées comme complémentaires. L'utilisation combinée des différentes approches permet d'obtenir des résultats plus précis et plus réalistes. Les modèles hybrides intégrant l'approche stochastique aux processus de calibration et de validation de modèles déterministes permettent de réduire le niveau d'incertitude et de mieux décrire ou prédire les phénomènes qui ont une composante aléatoire (Jakeman et al., 1986; Jakeman et al., 1988; Loranger, 1994).

### 3.2.1 Les modèles physiques

Les modèles physiques sont des représentations matérielles relativement simples et facile à manipuler de systèmes plus complexes et plus difficiles à manipuler. Ils contiennent les principales composantes d'un système réel (Jorgensen, 1990). Ils permettent d'observer, à l'aide de systèmes simples, des processus et réactions d'un système complexe (*e.g.* écosystème). Par exemple, les interactions entre une substance toxique et un système comprenant des plantes, des insectes et du sol peuvent être étudiés à l'aide d'un système simple comme un microcosme. Un tel système facilite les observations et l'interprétation des données. Les analyses toxicologiques, notamment les microcosmes, sont le type de modèle physique le plus commun.

### 3.2.2 Les modèles statistiques

Les modèles statistiques (approche stochastique) sont des ensembles d'expressions mathématiques décrivant un phénomène aléatoire pour lesquelles la réponse (sortie) est incertaine et s'exprime en terme de probabilité. Les formules et équations découlent de

théories probabilistes. Ces modèles tentent de résumer l'information provenant des données expérimentales ou observables en utilisant des techniques statistiques telles que les régressions et les analyses par composante principale.

Selon Suter, il existe trois raisons pour utiliser les modèles statistiques en ÉRÉ. La première utilisation concerne la vérification d'hypothèses. Les tests d'hypothèse ont été développés pour vérifier si les données d'une étude contrôlée supportent l'hypothèse de l'existence d'une relation entre les variables indépendantes contrôlées et la réponse des variables dépendantes. L'utilisation de tests d'hypothèse en évaluation environnementale amène un problème d'interprétation et peut ne pas être appropriée pour la certains problèmes (Barnthouse et Suter, 1986; Parkhurst, 1990; Peterman, 1990; Yoccoz, 1991; Gaudet *et al.*, 1994). L'abus des statistiques mène souvent à des résultats absurdes qui peuvent être difficiles à identifier sans une analyse détaillée des données (Suter *et al.*, 1987; Suter, 1993).

La deuxième utilisation est la description. Par exemple, un modèle de régression multivarié peut être utilisé pour décrire des concentrations en fonction de la distance et du transport ou pour distinguer des communautés (*e.g.* naturelle vs adaptés à la pollution) dans un écosystème. La description des patrons et des relations à partir des données d'observation est une activité importante en écologie (Wilson et Bossert, 1971; Smith, 1980; Barbour *et al.*, 1987; Ludwig et Reynold, 1988). Les résultats peuvent être utilisés pour formuler des hypothèses qui seront testées, pour guider l'échantillonnage ou pour faciliter la compréhension d'un système.

La troisième utilisation des modèles statistiques est l'extrapolation, *i.e.* simuler ou estimer statistiquement un résultat à partir de données existantes. L'extrapolation d'un modèle à des conditions en dehors d'une plage de données pour laquelle le modèle a été conçu est probablement la catégorie la plus commune. Cette pratique, généralement considérée mauvaise, peut être nécessaire. L'extrapolation d'un type de données

disponibles vers un type de données recherchées mais non disponibles est une autre catégorie très utile. Par exemple, un modèle de relation concentration-réponse d'un test de toxicité réalisé en laboratoire peut être extrapolé à l'espèce ou à la famille d'organisme observée sur le terrain.

### 3.2.3 Les modèles mécanistiques

Les modèles mécanistiques (approche déterministe) représentent le type le plus connu. Le but de ceux-ci est de décrire les principales fonctions d'un système en terme de relations causales intereliées *i.e.* décrire en termes quantitatifs la relation entre un phénomène et ses causes principales (Suter, 1993; Loranger, 1995). Les modèles mécanistiques sont souvent critiqués en raison de leur représentation imparfaite et incomplète des systèmes naturels. Certains chercheurs considèrent que ces outils sont non appropriés pour les études environnementales (Lauer *et al.*, 1981; Suter, 1993). Comme pour tous les autres outils, les modèles doivent être utilisés avec discernement et les résultats interprétés avec précaution. Aussi, une bonne compréhension du modèle et de ses limites, et du système modélisé est requise pour effectuer correctement une évaluation.

#### *3.2.3.1 Les modèles de transport et de devenir*

Ces modèles simulent le transport et les transformations des contaminants dans l'environnement (annexe VII). Les processus généralement simulés dans ces modèles incluent le mouvement physique des particules et des substances dissoutes, la transformation chimique, et les échanges entre les différents compartiments environnementaux. Les modèles alimentaires représentent une classe spéciale de ce type de modèle et sont souvent utilisés pour simuler 1) des échanges entre des composantes biotiques et abiotiques de l'environnement, et 2) les transferts de contaminants entre proies et prédateurs. Les modèles de bioaccumulation du DDT (Harrison *et al.*, 1970) et

des BPC (Thomann et Connolly, 1984), et de mouvement des contaminants à travers la chaîne alimentaire (Lipton et Gillett, 1991) représentent des exemples.

Les modèles de transport et de devenir permettent d'utiliser des données existantes pour estimer des quantités et des concentrations de substances dans le temps et l'espace à partir des propriétés physiques/ chimiques. Le développement et l'utilisation de ces modèles permettent de mieux comprendre le comportement des contaminants et de quelles façons les conditions affectent leur dégradation (Mackay et Paterson, 1993).

Dans ce type de modèle, le transport et la transformation des contaminants sont fréquemment représentés mathématiquement par des modèles ou équations de bilan de masse. Un espace volumétrique dans l'environnement est identifié comme un compartiment et les équations sont développées pour ce volume. Ce compartiment peut être une section de rivière, une couche de sol, une région de l'atmosphère ou un organisme. Selon Mackay (1993), les équations de bilan massique peuvent se résoudre par différentes approches. La plus simple consiste à examiner les conditions d'équilibre du système, d'écrire les équations sous forme algébrique, en faisant abstraction des changements possibles des quantités présentes, et de résoudre ces équations à l'aide des techniques manuelles ou matricielles. Cette solution est utile pour démontrer quels processus et paramètres sont les plus importants. Ainsi, des valeurs plus appropriées pourront être attribuées aux paramètres critiques. La seconde approche, plus rigoureuse est de résoudre des équations différentielles. Cela est généralement réalisé à l'aide de techniques numériques d'intégration dans lesquelles les conditions initiales sont, en premier lieu établies, puis les quantités estimées sur une période de temps spécifiée. La difficulté avec ce type de solution est que le résultat est difficilement généralisable pour d'autres conditions, puisque chacune des solutions est spécifique aux conditions initiales. Il est possible de résoudre ce type d'équation lorsque le nombre de compartiments est limité.

Plusieurs de ces modèles ont été développés au cours des dernières années (Cernik *et al.*, 1994). Ils sont dans plusieurs cas spécifiques à une problématique et peuvent décrire le devenir chimique d'un contaminant dans un seul compartiment (*e.g.* sol, eau). Ils incluent les modèles aquatiques, les modèles terrestres, les modèles d'absorption et de chaîne alimentaire, les modèles atmosphériques et les modèles de déversement de produit chimique. D'autres modèles, les modèles de remédiation, ont été développés pour décrire le devenir chimique à proximité d'un site contaminé. Enfin, les modèles multimédias (*e.g.* CalTOX), plus récents, tentent de décrire le comportement de substances chimiques dans plusieurs compartiments (air-eau-sol-sediment-biote). Une description des modèles mécanistiques utilisés en environnement a été publiée par Environnement Canada (1997).

#### *3.2.3.2 Les modèles d'effets*

Les modèles d'effet visent à simuler les effets d'un agent stresseur sur le biote. Cette catégorie de modèle est, de loin, la plus diverse utilisée en évaluation du risque. De nombreux modèles visent à estimer les effets de produits chimiques au niveau de l'organisme. Cette catégorie inclue les modèles de calcul de toxicité, les modèles de relation structure activité SAR (Structure-Activities Relationship), et les modèles d'extrapolation des effets (*e.g.* modèles toxicodynamiques).

De façon générale, les modèles de calcul des résultats d'essai de toxicité sont des fonctions mathématiques utilisées pour calculer un seul paramètre numérique plutôt qu'une description dynamique. Ces modèles devraient représenter une dimension des effets toxique (*e.g.* concentration, durée, sévérité, proportion affectée). Le type le plus commun de ces modèles est la fonction concentration-réponse (ou dose-réponse). Elle est souvent exprimée par les fonctions linéaires (*e.g.* Probit), logistiques ou Weibull.

Les modèles SAR sont utilisés pour prédire les doses ou concentrations toxiques à partir des propriétés physiques et chimiques des composés chimiques. Ces modèles

proviennent du domaine pharmaceutique. Certains modèles sont très sophistiqués et peuvent être utilisés pour prédire des effets toxiques lorsque des données de toxicité sont manquantes (DiCarlo *et al.*, 1985; Suter, 1993). Ces modèles peuvent être qualitatifs et viser à identifier les structures chimiques responsables de la toxicité ou à identifier un produit chimiquement similaire. Ils peuvent aussi être quantitatifs. Les QSAR (Quantitative Structure-Activities Relationship) sont des modèles principalement statistiques puisque les valeurs sont obtenues à partir de régression des mesures de toxicité en fonction des propriétés des substances. Plus de quarante modèles sont utilisés pour différents contaminants et organismes par l'office des substances toxique de l'USEPA.

Les modèles d'extrapolation des effets, ou modèle de relation activité-activité (AAR), tentent de prédire des effets pour d'autres espèces, cycle de vie ou type de test. Ces modèles sont analogues aux SAR sauf que les effets sont estimés à partir d'effets mesurés (*e.g.* $CL_{50}$). Cette pratique est très controversée et certains auteurs recommandent d'éviter d'extrapoler des données de toxicité à d'autres espèces (Suter, 1993). Ces modèles peuvent être divisés en deux classes. La première, les modèles à facteurs (additifs ou multiplicatifs) sont déterministes et sont généralement liés au jugement de l'expert. La deuxième, les modèles statistiques sont davantage reliées aux données qu'à l'expertise de l'évaluateur.

Les modèles mathématiques utilisés pour simuler la réponse d'un organisme lors de son exposition à des contaminants sont appelés modèles toxicodynamiques. Ces modèles sont souvent dérivés de modèles toxicocinétiques, lesquels sont utilisés pour estimer l'exposition interne à un composé chimique. Ces modèles comportent plusieurs avantages: 1) prédiction plus précise que les modèles reliant les effets aux concentrations ambiantes; 2) intégration des variations des concentrations dans le temps; 3) considère les différences (*e.g.* compartiments corporelles, stades de vie, sexes, espèces). Le

désavantage majeur des modèles toxicodynamiques est la nécessité de comprendre des mécanismes de transport, de devenir et d'action des contaminants dans l'organisme.

Les tests et les modèles d'extrapolation des effets au niveau de l'organisme sont insuffisants pour estimer les effets au niveau des populations et des écosystèmes. Même s'ils sont relativement peu étudiés et souvent difficiles à quantifier, les effets sur l'abondance, la production et la persistance des populations et des écosystèmes sont des questions très importantes en ÉRÉ (Barnthouse, 1993). Aussi, les modèles qui visent à estimer les effets de produits chimiques au niveau des populations sont relativement peu nombreux et pour la plupart applicables aux organismes aquatiques.

Des modèles peuvent être utilisés pour estimer les effets sur les écosystèmes, notamment aquatiques, et leur utilisation dépend de la problématique. Généralement peu utilisé, certains tentent d'estimer les effets sur un écosystème à l'aide de données de toxicité. Par exemple, lors d'une évaluation préliminaire, des équations peuvent être utilisées pour extrapoler les données de toxicité disponibles (en µg/L) aux effets qui pourraient être mesurés au niveau des écosystèmes (Sloof *et al.*, 1986; Barnthouse, 1993). De façon générale, les modèles d'effets sur les écosystèmes tentent de représenter mathématiquement des structures et des processus écologiques retrouvés dans les microcosmes, les mésocosmes et les essais de terrain. Cependant, les modèles n'ont pas de contraintes dimensionnelles, temporelles ou expérimentales (*e.g.* isolation des organismes).

Pour le moment, les modèles d'effets sur les écosystèmes concernent davantage les systèmes aquatiques. Les modèles FOAM et IFEM (annexe VII) font aussi partie de cette catégorie. Le modèle bioénergétique *CASM (Comprehensive Aquatic Simulation Model)* permet aussi d'estimer les effets toxiques sur la biomasse des populations d'organismes aquatiques (DeAngelis *et al.*, 1989; Bartell *et al.*, 1997; 1998). Les modèles développés pour les écosystèmes terrestres concernent surtout l'application de

pesticides dans des vergers (Goodman, 1982) ou la déposition de sulfures dans les prairies (Coughenour, 1981; Heasley *et al.*, 1981; Barnthouse, 1993).

#### *3.2.3.3 Modèles d'estimation de l'exposition et du risque*

La plupart des modèles transport et du devenir des contaminants sont utilisés comme outils pour estimer des concentrations environnementales. Ces concentrations sont utilisées pour estimer l'exposition et le risque écotoxicologique. Certains modèles permettent, en plus de considérer le transport et du devenir des contaminants, d'estimer l'exposition et le risque associé. Les données relatives aux effets ne sont généralement pas estimées par ces modèles et doivent être entrées séparément. Les données toxicologiques provenant de la littérature sont généralement utilisées. Dans certains cas, les modèles physiques ou d'effet peuvent aussi être utilisés.

Les modèles GEOTOX et MULTIMED permettent, en plus du transport et du devenir des contaminants, d'estimer l'exposition humaine. GEOTOX a récemment été utilisé pour évaluer l'exposition humaine au manganèse dans la vallée du St-Laurent, Canada. (Loranger et Zayed, 1997). MEPAS, MMSOIL et CalTOX™ permettent aussi d'estimer le transport et l'exposition multimédia et d'intégrer l'estimation du risque pour l'humain. Ces modèles sont d'ailleurs utilisés par différentes agences gouvernementales tel que l'U.S. EPA, le Département de l'Énergie et l'Agence de Protection de l'Environnement de la Californie (CEPA, 1994a; Laniak *et al.*, 1997; Mills *et al.*, 1997). Une évaluation du risque a été réalisée à l'aide de CalTOX™ sur un site contaminé aux hydrocarbures polycycliques aromatiques de la région de Québec, Canada (Loranger et Courchesne, 1997). Le récent modèle multimédia SOILRISK (Labieniec *et al.*, 1996) à été développé pour les évaluations préliminaires de risque. Ce modèle est moins complet que MEPAS et MMSOIL. Les auteurs suggèrent d'utiliser ce modèle simplifié pour estimer le risque relié à de faibles concentrations de composées organique, lorsque les données disponibles sont limitées.

La plupart des modèles d'évaluation du risque ont été développés, notamment, pour la santé humaine. Parmi eux, on trouve RBCA (*Risk Based Corrective Action*), une approche proposée par l'ASTM (*American Society for Testing Material*; Connor *et al.*, 1995). Cette méthode est applicable aux sols contaminés, notamment par des hydrocarbures pétroliers. Un autre exemple est le modèle d'analyse des risques toxicologiques développé par le MEFQ (1996b; 1996c). Cette approche plus complète inclut un modèle pour le calcul des concentrations, un modèle pour l'estimation de l'exposition potentielle chez l'humain et les équations requises pour l'estimation du risque. Les récents modèles proposés par le l'US EPA (RTI, 1995) et le CCME (1996b) pour le développement de critères considère le risque écotoxicologique et le risque à la santé humaine. Ces cinq modèles ont été comparés pour l'élaboration de critères génériques pour le sol et l'eau souterraine contaminée avec des composés énergétiques (Rouisse, 1997).

Le modèle CASM peut extrapoler les effets toxiques à partir des données de toxicité et permet, à l'aide de méthodes *Monte Carlo* et scénarios d'exposition, d'estimer le risque écotoxicologique des composés chimiques dans des systèmes aquatiques (DeAngelis *et al.*, 1989; Bartell *et al.*, 1997).

Une meilleure compréhension des effets toxiques mesurés en laboratoire et des effets écologiques observés sur le terrain devrait permettre de raffiner les modèles en intégrant le transport, le devenir, l'accumulation et les effets des contaminants afin de mieux évaluer le risque pour les populations d'organismes et les écosystèmes (McCarty et Mackay, 1993).

# 4. THÉORIE DE LA GESTION DES INCERTITUDES

Les multiples formes d'incertitudes associées au développement d'un sujet quelconque représentent une condition pour effectuer pour l'avancement des connaissances (Von Furstenberg, 1990). En principe, la science devrait remplacer l'incertitude par des connaissances. Cependant, elle génère aussi des incertitudes. Aussi, les différentes théories utilisées en intelligence artificielle, notamment pour évaluer les incertitudes, ne représentent que partiellement le raisonnement, la mémoire et la perception humaine. Une attention particulière devrait être accordée à la structure des connaissances (Minsky, 1995).

Les connaissances dont nous disposons sur une situation quelconque sont généralement imparfaites. Elles peuvent être *incertaines* (validité mise en doute) ou *imprécises* (difficile à exprimer clairement). La capacité à évaluer ou à décrire précisément un système est une fonction inverse de sa *complexité*, *i.e.* du nombre d'éléments qui le composent, des relations entre eux, de la difficulté à définir leurs caractéristiques (Bouchon-Meunier, 1993).

Il existe plusieurs théories (Cohen, 1985; Lemmer et Kanal, 1988; Von Furstenberg, 1990; Wang, 1996) élaborées pour représenter et gérer les différents types d'imperfections *i.e.* l'incertitude et les faits approximatifs. Selon la problématique et leur applicabilité, ces théories peuvent être utilisées pour gérer les incertitudes (Marani, 1988; Jameson, 1996). Elles sont appliquées, notamment, lors du développement des systèmes-experts (Negoita, 1985; MacGilchrist, 1986; Tumeo et Orlob, 1988; Pedryez, 1996).

On dispose traditionnellement de deux moyens de représenter l'imperfection des informations (Dubois et Prade, 1985). Le premier, la théorie de probabilités concerne l'incertain et ne permet pas de traiter de croyances subjectives ni résoudre le problème

posé par les connaissances *imprécises* ou *vagues*. Le deuxième, le calcul d'erreur, ne fait que répercuter les erreurs de différentes natures (imprécision des appareils et des méthodes, conditions ambiantes, expérimentateur), exprimées sous forme d'intervalles, sur des grandeurs que l'on évalue à partir de ces mesures (Tremblay et Chassé, 1970). Différentes autres approches, généralement liées au calcul d'erreur, peuvent aussi être utilisées (*e.g.* théorie des possibilités et des ensembles flous, théorie de l'évidence de Dempster et Shafer et théorie de l'endorsement).

La théorie des ensembles flous et de la logique floue est une approche qui a déjà fait ses preuves dans plusieurs domaines de l'ingénierie (Schwartz et Klir, 1992; Bouchon-Meunier, 1993; Kosko et Isaka, 1993). Ces concepts sont utilisés en environnement depuis peu, mais suscite un grand intérêt de la part des chercheurs et constituent un outil pour exprimer des données complexes, imprécises et/ou incertaines (Marsilli-Libelli, 1988; Kung et al., 1993).

## 4.1 THÉORIE DES PROBABILITÉS

La théorie des probabilités est une théorie mathématique développée et éprouvée, dont les axiomes sont clairs et non contestés. Les controverses relatives à cette théorie portent sur son application et son interprétation. Les "subjectivistes" assument que les individus peuvent développer des jugements aléatoires précis et uniques. Certains prétendent qu'un autre type d'incertitude, l'imprécision cognitive, est consistante avec les axiomes de la probabilité subjective (Mosleh et Bier, 1996). Selon certains théoriciens tel que de Finetti, il est insensé d'utiliser les probabilités comme mesure des incertitudes. Du moins, il est difficile de soutenir que tout jugement incertain obéit aux lois de la probabilité, notamment dans un modèle subjectiviste (Dubois et Prade, 1985). Aussi, la théorie des probabilités semble être un cadre trop normatif pour rendre compte de tous les aspects du jugement incertain.

En raison de la nature probabiliste de l'évaluation quantitative du risque, la théorie des probabilités constitue l'approche principale pour évaluer l'incertitude. L'approche Bayesienne (théorie des probabilités classique) est d'ailleurs très utilisée pour représenter les connaissances et demeure l'outil généralement désigné, notamment avec les systèmes experts, pour la gestion des incertitudes (Bhatnagar et Kanal, 1986). Les simulations *Monte Carlo* utilisées en analyse de risque pour évaluer les incertitudes stochastiques sont basées sur cette approche (Fontaine, 1984; Kalos et Whitlock, 1986; Tumeo et Orlob, 1988; Marsh et al., 1993). Elles sont notamment utilisées pour l'évaluation de l'exposition (Finley et Paustenbach, 1994) et leur principale faiblesse est liée à la quantité d'informations nécessaires (Cohen, 1985; Cheesman, 1986).

La *probabilité simple* d'un événement A, notée P(A), définie par Pascal au 17e siècle (Scherrer, 1984; Audet et al., 1986), est le rapport entre le nombre de cas favorables à la réalisation de l'événement A et le nombre de cas possibles équivraisemblables (ayant des chances égales de se réaliser) contenus dans S (espace échantillonal). La probabilité d'un événement peut prendre des valeurs différentes si l'on se réfère à des univers différents (*e.g.* plus restreint). La *probabilité conditionnelle* d'un événement A dans le cadre d'une expérience aléatoire par rapport à B, notée $P(A \mid B)$, est définie par:

$$P(A \mid B) = \frac{P(A \cap B)}{P(B)} \qquad \text{où } P(B) \neq 0$$

Cette forme du théorème de Bayes est utilisée seulement lorsqu'une seule hypothèse est utilisée. Pour tenir compte de situations plus fréquentes, la règle peut être généralisée pour *n* hypothèses. Supposons que les événements $A_1, A_2, A_3, \ldots A_n$ forment une partition dans l'espace échantillonal S d'une expérience aléatoire et que l'on considère un événement E, alors:

$$1) \qquad P(E) = \sum_{i=1}^{n} P(A_i \cap E) = \sum_{i=1}^{n} P(A_i)\, P(E \mid A_i);$$

2) $$P(A_k \mid E) = \frac{P(A_k)\, P(E \mid A_k)}{\sum_{i=1}^{n} P(A_i)\, P(E \mid A_i)} \qquad \text{où } k = 1,2,3, \ldots, n.$$

Cette forme du théorème de Bayes suggère cependant que les n hypothèses sont mutuellement exhaustives et exclusives. Une extension du théorème considère un ensemble d'événements plutôt qu'un seul (Cohen, 1985).

$$P(A_i \mid E_i \,\&\, \ldots E_m) = \frac{P(E_i \,\&\, \ldots E_m \mid A_i)\, P(A_i)}{\sum_{j=1}^{n} P(A_j)\, P(E_1 \,\&\, \ldots E_m \mid A_j)}$$

Cette équation devient difficile à utiliser lorsque l'on tente de combiner plusieurs évidences d'une hypothèse. Le dénominateur d'équation implique qu'il faut connaître les probabilités conditionnelles de toutes les combinaisons possibles d'événements. Le théorème est donc, dans plusieurs cas, difficile à appliquer sous cette forme. Afin de réduire le nombre de probabilités conditionnelles nécessaires, une hypothèse d'indépendance conditionnelle est souvent admise.

La règle générale devient:

$$P(A_i \mid E_i \,\&\, \ldots E_m) = \frac{P(E_i \mid A_i) \times \ldots \times P(E_m \mid A_i)\, P(A_i)}{\sum_{j=1}^{n} P(A_j)\, P(E_1 \mid A_j) \times \ldots \times P(E_m \mid A_j)}$$

Cette version allège l'application de la théorie, mais certains auteurs prétendent que l'hypothèse d'indépendance conditionnelle est généralement fausse (Cohen, 1985). Un autre problème présenté par cette théorie est qu'elle ne permet pas de distinguer l'incertitude de l'ignorance. On ne peut dire si le degré de confiance a été calculé à partir de l'évidence ou indirectement déduit de l'absence d'évidence. Aussi, le simple degré de croyance est un paramètre d'estimation, et sa précision est inconnue (Cohen et al., 1990).

Par exemple, un degré de croyance évalué à 0.5 peut signifier que la probabilité d'un événement est exactement 0.5, mais peut aussi être situé entre 0.4 et 0.6. Un autre problème est que les mesures de croyance et de non-croyance ne sont pas séparées. L'étude du jugement humain face aux incertitudes révèle une divergence entre la théorie des probabilités et l'expérience psychologique (Wang, 1996).

## 4.2 THÉORIE DES ENSEMBLES FLOUS ET DES POSSIBILITÉS

Les connaissances *imprécises* ou *vagues* ont été introduites avec la notion de *sous-ensemble-flou* ("fuzzy set") par Zadeh (1965) pour décrire les ensembles dont les critères d'appartenance sont imprécis. Il a généralisé la théorie classique des ensembles et développé l'idée que des objets peuvent appartenir partiellement à un ensemble, que les catégories possèdent des limites mal définies et qu'il existe des gradualités dans le passage d'une situation a une autre (Zadeh, 1965). Ainsi, il ne s'agit pas simplement qu'un objet appartienne ou pas à un ensemble, mais qu'il possède un degré d'appartenance à un ensemble (Cohen, 1985). Les développements de cette notion fournissent des moyens de représenter, de manipuler et de structurer des connaissances imparfaitement décrites, vagues ou imprécises (Kaufmann, 1977; Bouchon-Meunier, 1993). Aussi, ils établissent une interface entre des données décrites symboliquement (mots) et numériquement (*e.g.* chiffres). Par exemple, cette approche a été appliquée pour classifier, selon leurs propriétés physiques, chimiques et structurales, les éléments chimiques (Pop *et al.*, 1996).

Un sous-ensemble flou A de X est défini par une fonction d'appartenance qui associe à chaque élément $x$ de X, le degré $f_A(x)$, compris entre 0 et 1, avec lequel $x$ appartient à A:

$$f_A: X \rightarrow [0,1].$$

Le *sous-ensemble flou* A est un sous-ensemble classique de X dans le cas particulier où $f_A$ ne prend que des valeurs égales à 0 ou 1. Les cas extrêmes de sous-ensembles flous de X sont respectivement X lui-même, associé à une fonction d'appartenance $f_X$ prenant la valeur 1 pour tous les éléments de X, et l'ensemble vide $\varnothing$, associé à une fonction d'appartenance nulle sur tout X. On peut indiquer, pour tout $x$ de X, le degré $f_A(x)$ d'appartenance au sous-ensemble flou A par:

$$A = \sum_{x \in X} f_A(x) / x, \quad \text{si X est fini,}$$

et $$A = \int_X f_A(x) / x, \quad \text{si X est infini.}$$

Pour décrire un sous-ensemble flou A de X, on utilise certaines de ses caractéristiques. La première caractéristique est le *support* de A, *i.e.* l'ensemble des éléments de X qui appartiennent, au moins un peu à A. Il est noté supp(A) et c'est la partie de X sur laquelle la fonction d'appartenance de A n'est pas nulle:

$$\text{supp}(A) = \{x \in X / f_A(x) \neq 0\}.$$

La deuxième caractéristique de A est sa *hauteur*, noté $h$(A), *i.e.* le plus fort degré avec lequel un élément de X appartient à A. C'est la plus grande valeur prise par sa fonction d'appartenance:

$$h(A) = \sup_{x \in X} f_A(x).$$

Un sous-ensemble flou est *normalisé* s'il existe au moins un élément de X appartenant de façon absolue (avec un degré 1) à A. Plus précisément, A est normalisé si sa hauteur $h$(A) est égale à 1. L'ensemble de tous les éléments appartenant de façon absolue (avec un degré 1) à A est appelé le *noyau* de A et noté noy(A):

$$\text{noy}(A) = \{x \in X / f_A(x) = 1\}.$$

Si A est un sous-ensemble ordinaire de X, il est normalisé et il est identique à son support et à son noyau. Une dernière caractéristique du sous-ensemble flou A de X

(lorsque X est fini) est sa *cardinalité*, évaluant le degré global avec lequel les éléments de X appartiennent à A:

$$|A| = \Sigma_{x \in X} \cdot f_A(x).$$

Si A est un sous-ensemble ordinaire de X, sa cardinalité est le nombre d'éléments qui le composent, selon la définition classique. On note F(X) l'ensemble de tous les sous-ensembles flous de X (figure 4.1).

Des opérations équivalentes aux opérations classiques de la théorie des ensembles peuvent être effectuées sur les sous-ensembles flous (Kaufmann, 1977; Bouchon-Meunier, 1993).

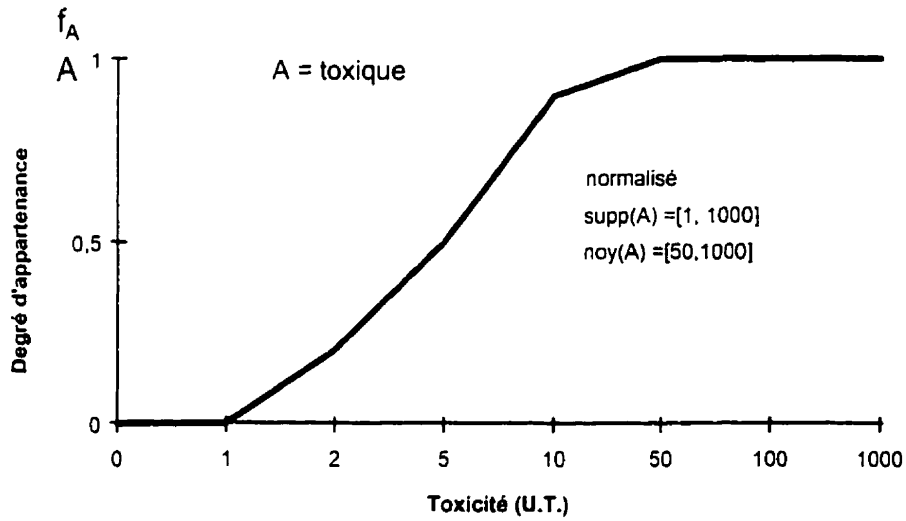



**Figure 4.1. Exemple de sous-ensemble flou d'univers continu.**

La *théorie des possibité* (Zadeh, 1978) est le fruit des recherches de Zadeh dans le développement des sous ensembles (Bhatnagar et Kanal, 1986). Elle constitue un cadre permettant de traiter des concepts d'incertitudes de nature non probabiliste. Lorsqu'elle est considérée à partir de la notion d'ensemble flou, la théorie des possibilités constitue un cadre permettant d'exploiter, dans un même formaliste, imprécisions et incertitudes. La possibilité d'une énonciation est représentée par un nombre généré par une fonction

d'appartenance. Un des avantages de la théorie des possibilités est de permette de représenter à la fois l'imprécision (sous forme d'ensemble flous) et de quantifier l'incertitude (sous la forme d'une paire de nombres possibilité/nécessité) de la façon la plus qualitative possible (Dubois et Prade, 1985).

Cette approche est utile pour exprimer des concepts vagues tel que jeune/vieux, haut/bas, petit/grand. Ces concepts sont facilement compris dans le langage normal. Il peut être difficile d'exprimer la distinction de ces notions vagues sous forme binaire. Par exemple, il n'existe pas de niveau précis qui sépare le chaud, le tiède et le froid. Cependant, la possibilité qu'une matrice appartienne à l'une de ces trois classes peut être déterminée.

On peut attribuer à chaque événement défini sur un ensemble de référence X (*i.e.* tout sous-ensemble de X) un coefficient entre 0 et 1 qui évalue à quel point cet événement est possible. Pour évaluer ce coefficient, on introduit une *mesure de possibilité* $\Pi$, qui est une fonction définie sur l'ensemble P(X) des parties de X, prenant ses valeurs dans $[0,1]$, tel que:

i) $\Pi(\varnothing) = 0, \quad \Pi(X) = 1,$

ii) $\forall A_1 \in P(X), A_2 \in P(X)...$
$\Pi(\cup_{i=1,2...} A_i) = \sup_{i=1,2...} \Pi(A_i),$

où sup indique le supremum des valeurs concernées, *i.e.* la plus grande valeur d'entre elles dans le cas fini. La réalisation de l'un des événements, pris indifféremment, est affectée du même coefficient de possibilité que la réalisation de l'événement le plus possible. Un événement est tout à fait possible si la mesure de sa possibilité est égale à 1, et impossible si celle-ci est nulle.

On déduit des conditions (i) et (ii) la valeur de la mesure de possibilité associée à l'intersection de parties de X. Le coefficient est toujours majoré par le plus petit des coefficients attribués à chacun des deux événements:

$$\forall (A,B) \in P(X)^2 \qquad \Pi(A \cap B) \leq \min(\Pi(A), (\Pi(B)).$$

En particulier, deux événements peuvent être possibles ($\Pi(A) \neq 0$, $\Pi(B) \neq 0$), mais leur occurrence simultanée impossible ($\Pi(A \cap B) = 0$). On déduit aussi la monotonie de $\Pi$ relativement à l'inclusion des parties de X, exprimant que si la partie A contient la partie B, alors A est au moins aussi possible que B:

$$\text{si } A \supseteq B, \qquad \text{alors } \Pi(A) \geq \Pi(B).$$

On déduit aussi que, si l'on étudie un événement quelconque sur X et son contraire, au moins l'un d'entre eux est tout à fait possible. Ceci veut dire que toute partie A de X vérifie $\Pi(A) = 1$ ou est telle que son complémentaire $A^c$ relativement à X vérifie lui-même $\Pi(A^c) = 1$. Les propriétés suivantes sont satisfaites:

$$\forall A \in P(X) \quad \max(\Pi(A), \Pi(A^c)) = 1,$$

$$\Pi(A) + \Pi(A^c) \geq 1.$$

Ainsi le coefficient de possibilité attribué à une partie A de X n'influe que modérément sur le coefficient attribué à son complémentaire $A^c$. Si le premier n'est pas égale à 1, le second doit l'être; sinon, celui-ci a une valeur quelconque.

La *distribution de possibilité* $\pi$ est une fonction qui attribue des coefficients compris entre 0 et 1 à tout élément de X (et non à toute partie de X). Elle satisfait la condition de normalisation suivante:

$$\sup_{x \in X} \pi(x) = 1.$$

Mesure et distribution de possibilité peuvent être associées. A partir d'une distribution $\pi$, qui attribue un coefficient de possibilité à chaque élément de X, une mesure de possibilité $\Pi$ peut être construite en considérant, pour toute partie de X, les coefficients des éléments de X qui la composent.

$$\forall A \in P(X) \quad \Pi(A) = \sup_{x \in A} \pi(x).$$

Réciproquement, toute mesure de possibilité $\Pi$ attribue un coefficient de possibilité à toutes les parties de X, en particulier à celles réduites à un seul élément. Une distribution de possibilité affectant un coefficient à chaque élément de X peut être définie. La mesure

$\Pi$ est alors utilisée pour définir une fonction $\pi$ qui satisfait la condition de normalisation:

$$\forall x \in X \; \pi:(x) = \Pi(\{x\}),$$

A partir de $\Pi$, on construit donc une distribution de possibilité $\pi$. La figure 4.2 présente un exemple de distribution de possibilité dans lequel $\pi(x)$ exprime le degré avec lequel il est possible qu'il y ait une certaine abondance à un site donné. La mesure de possibilité correspondante satisfait par exemple $\Pi([20,40]) = 1$, exprimant le degré avec lequel il est tout à fait possible que l'abondance relative soit comprise entre 20 et 40.

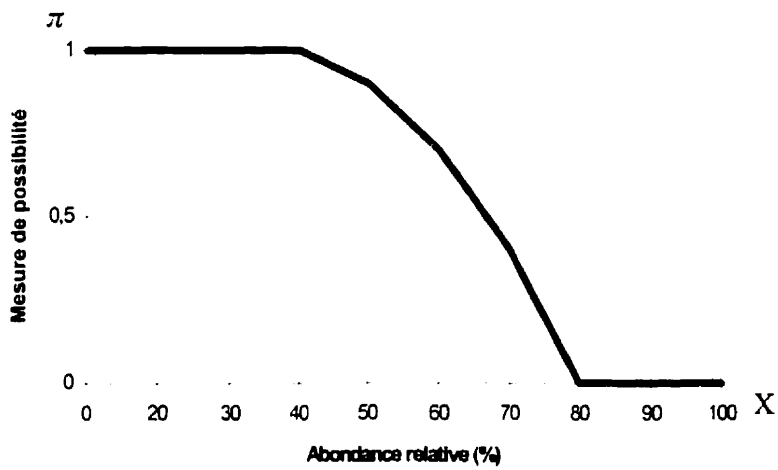



**Figure 4.2. Exemple de distribution de possibilités.**

Une mesure de possibilité fournit une information sur l'occurrence d'un événement A relatif à un ensemble de référence X, mais elle ne suffit pas de décrire l'incertitude existante sur cet événement. Par exemple, si $\Pi(A) = 1$, il est tout à fait possible que A soit réalisé. Cependant, on peut avoir au même moment $\Pi(A^c) = 1$, ce qui exprime une indétermination complète sur la réalisation de A, ou $\Pi(A^c) = 0$, ce qui met en évidence le fait que seul A peut être réalisé. Pour compléter l'information sur A, le degré avec lequel la réalisation de A est certaine peut être indiqué. Cette grandeur duale d'une mesure de possibilité, appelée *mesure de nécessité*, attribue aussi un coefficient compris entre 0 et 1

à toute partie de X, mais possède des propriétés différentes de celles d'une mesure de possibilité.

Une mesure de nécessité est une fonction définie sur l'ensemble P(X) des parties de X, prenant ses valeurs dans $[0,1]$, tel que:

iii) $\Pi(\varnothing) = 0, \quad \Pi(X) = 1,$

iv) $\forall A_1 \in P(X), A_2 \in P(X)...$

$$N(\cap_{i=1,2...} A_i) = \inf_{i=1,2...} N(A_i),$$

où *inf* indique l'infinimum des valeurs concernées, *i.e.* la plus petite d'entre elles dans le cas fini. Une liaison entre la nécessité d'un événement quelconque A et celle de son complémentaire $A^c$ peut aussi être déduite:

$$\forall A \in P(X) \quad \min(N(A), N(A^c)) = 0$$

$$N(A) + N(A^c) \leq 1.$$

Les propriétés imposées aux mesures de possibilité et de nécessité suggèrent qu'elles soient associées. Par exemple, une mesure de nécessité N peut être obtenue à partir d'une mesure de possibilité $\Pi$, par le complémentaire $A^c$ de toute partie A de X:

$$\forall A \in P(X)\ N(A) = 1 - \Pi(A^c).$$

Plus un événement est affecté d'une grande nécessité, moins l'événement complémentaire $A^c$ est possible, et plus on est certain de la réalisation de A. $\Pi(A)$ mesure le degré avec lequel un événement A est susceptible de se réaliser tandis que N(A) indique le degré de certitude que l'on peut attribuer à cette réalisation. La réalisation de l'événement A est certaine ($N(A) = 1$) si, et seulement si, celle de son complémentaire est impossible ($\Pi(A^c) = 0$, donc $\Pi(A) = 1$).

La dualité entre $\Pi$ et N impose que si $N(A) \neq 0$, alors $\Pi(A) = 1$ Ceci signifie que tout événement dont on est, au moins un peu certain, est tout à fait possible. De même, si

$\Pi(A) \neq 1$, alors $N(A) = 0$, signifiant qu'on ne peut avoir la moindre certitude sur un événement qui n'est que relativement possible.

Les propriétés des distributions de possibilité sont semblables aux fonctions de probabilité. On peut observer des formes analogues sauf que les additions, dans la théorie des probabilités, sont remplacées, dans la théorie des possibilités, par un maximum et que les produits sont remplacés par un minimum. Les propriétés similaires sont soumises à moins de contraintes dans la théorie des possibilités et les valeurs des mesures de distribution sont choisies avec plus de liberté (Bouchon-Meunier, 1993). Cependant, ces propriétés amènent des différences majeures. Par exemple, la probabilité d'un événement détermine complètement celle de son contraire (Dubois et Prade, 1985). La possibilité (ou la nécessité) d'un événement et celle de son contraire ne sont que faiblement liées. Dans la figure 4.2, la probabilité qu'il y ait une abondance relative comprise entre 0 et 40 est identique à celle d'avoir une abondance comprise entre 41 et 100, *i.e.* $\Pi([0,40]) = \Pi([41,100]) = 1$.

Les sous-ensembles floues et la théorie des possibilités sont des éléments importants pour représenter des connaissances imparfaitement définies. Pour raisonner sur des connaissances imprécises, vagues et éventuellement incertaines, la logique classique ne suffit pas et il faut utiliser la logique floue et ses règles floues (Bouchon-Meunier, 1993; Zadeh, 1994a). Cette approche permet de modéliser, d'identifier et de contrôler des systèmes complexes (Marsilli-Libelli, 1988; Kung *et al.*, 1993; Zadeh, 1994b; 1994c; 1994d; Wang et Langari, 1996). Une généralisation des ensembles flous a été proposée. Cette dernière permet au degré d'appartenance et de non-appartenance d'interagir pour décrire des ensembles flous (Atanassov, 1986; Gau et Buehrer, 1993; Bustince et Burillo, 1996).

Des distributions de probabilité peuvent aussi être incorporées à la logique floue pour générer des distributions de probabilité floues. Ainsi, le problème des systèmes d'aide à

la décision basés sur le modèle Bayesien pour lequel la probabilité d'événements futurs n'est pas toujours précisément connue peut être contourné. Cette approche alternative permet d'estimer des probabilités en l'absence d'information relative aux fréquences (Shipley *et al.*, 1996). Ainsi, un ensemble flou $P$ où ses éléments sont dans l'intervalle $[0, 1]$ peut être exprimé comme une distribution de probabilité floue. Considérons un ensemble de $n$ probabilités floues ayant chacun $r$ éléments:

$$p_i = \sum_{j=1}^{r} a_{ij}/p_{ij} \qquad i = 1,2, ..., n.$$

où $a_{ij}$ dénote le degré de confiance que la valeur possible de $p_i$ soit $p_{ij}$. L'ensemble $(p_1, p_2, ..., p_n)$ constitue une distribution de probabilité floue finie si et seulement si il y a n-tuples $p_{ij}$, $i = 1,2, ..., n$ tel que $\sum p_{ij} = 1$, *i.e.* que chaque probabilité floue dans la distribution possède le même nombre d'éléments et que ceux-ci sont ordonnés dans le sens que la somme de ces éléments dans chacune des positions soit égale à un, tel que:

$$\sum_{i=1}^{n} p_{ij} = 1 \qquad i = 1,2, ..., n.$$

Les valeurs d'adhésion des éléments sont arbitraires ($\geq 0$) et ne déterminent pas si la séquence d'ensembles flous ordonnés constituent une distribution de probabilités floues.

Afin de contourner le problème rencontré dans plusieurs applications, une modification des équations probabilistes est aussi proposée afin de permettre l'estimation heuristique, basée sur la théorie des ensembles flous, du degré d'indépendance. La notion de probabilité conditionnelle jumelée à l'indépendance floue est ainsi introduite (Hoffman et Manevitz, 1996).

## 4.3 THÉORIE DE L'ÉVIDENCE DE DEMPSTER-SHAFER

La théorie de Dempster-Shafer (Shafer, 1976) utilise une approche du poids des évidences. Elle représente l'incertitude à l'aide de chiffres et constitue une généralisation du modèle Bayesien (théorie des probabilités). Les fonctions de confiance de la théorie de Dempster-Shafer (D-S) sont des ensembles de fonctions plutôt qu'une valeur unique. Ceci permet de représenter le degré d'*ignorance*. Ainsi, cette approche à l'avantage de permettre la construction d'une distribution pour chaque sous-ensemble d'hypothèses plutôt que de construire une distribution de probabilité pour chaque hypothèse. Contrairement à l'approche Bayesienne, la théorie de D-S ne satisfait pas la loi de l'additivité. Ainsi, un degré de confiance de 0.2 n'implique pas un degré de confiance de 0.8 dans sa négation.

Dans cette approche, l'univers fini, appelé *cadre de discernement* ("frame of discerment"), $\theta$, est un ensemble de propositions mutuellement exclusives et exhaustives. La fonction d'attribution de probabilité ("basic probability assignment"), aussi appelé fonction de masse ("mass fonction"), $m$ est défini comme suit:

$m{:}2^{\theta} \rightarrow [0,1]$ tel que:

i) $m(\phi) = 0$

ii) $\sum_{X \subseteq \theta} m(X) = 1$

où $\phi$ est la constante logique fausse et son degré de confiance est nul.

Les propositions qui supportent les évidences disponibles, *i.e.* les sous-ensembles du cadre de discernement, sont appelées *éléments focals* ("focal elements"). L'union de tous ces éléments de m est nommée *noyau* ("core"). La fonction de masse assigne un poids aux sous-ensembles du cadre de discernement (les éléments focaux). La confiance dans les éléments focaux amène la confiance dans les super-ensembles. Ceci est représenté par la *fonction de confiance* ("belief function"), notée *Bel*(A):

$$Bel(A) = \sum_{B \subseteq A} m(B)$$

Puisque la loi d'addivité ne s'applique pas, une partie de la confiance peut être attribuée à une autre proposition qui n'est pas disjointe de A. Par conséquent, la plausibilité de A est plus grande que la confiance en A. Cette autre fonction d'évidence, la plausibilité, est définie par:

$$Pl(A) = 1 - Bel(A) = \sum_{B \cap A \neq \phi} m(B)$$

Ainsi, le statut d'une proposition de n'importe quel point dans le temps peut être donné par un intervalle $[Bel(A), Pl(A)]$ où $Bel(A)$, donne une mesure d'un appui définit pour A, et $Pl(A)$ donne une mesure de l'étendue à laquelle il n'y a pas d'évidence pour réfuter A, *i.e.* la limite supérieure du degré de confiance en A que l'évidence peut possiblement supporter.

Il existe plusieurs autres fonctions qui peuvent être utilisées pour représenter l'évidence. Elles permettent une flexibilité nécessaire pour une variété d'applications. La règle de D-S pour la combinaison d'évidence, la somme orthogonale ("orthogonal sum"), $\oplus$ se définit comme suit:

$$(m_1 \oplus m_2)(C) = \frac{\sum_{A \cap B = C} m_1(A)\, m_2(B)}{1 - \sum_{A \cap B = \phi} m_1(A)\, m_2(B)}$$

Le dénominateur de cette équation s'appelle *facteur de normalisation*. Aussi, $\oplus$ est indéfini pour deux fonctions de masse qui ont des noyaux disjoints, et le dénominateur devrait être nul.

Cette théorie peut être illustrée à l'aide de l'exemple simplifié suivant: Supposons que la probabilité que les tests de toxicité terrestres (*e.g.* l'ensemble {germination-laitue, létalité-vers}), soit plus efficace est de 0.4. On pourrait accorder la négation, 0.6, à l'ensemble des tests de toxicité applicables (*i.e.* {germination-laitue, létalité-vers,

croissance-algue, Microtox®, Chromotest} et non à l'ensemble {croissance-algue, Microtox} tel que suggéré par l'approche Bayesienne. Cette propriété permet de faire la distinction entre l'incertitude et l'ignorance. S'il existe une évidence que l'ensemble des tests de toxicité terrestres soit plus efficace, il n'est pas évident que ces tests pris séparément ou que les autres tests soit plus efficaces. Toutes déclarations concernant les autres tests relèvent de l'ignorance et la seule évidence disponible concernent les tests de toxicité terrestres. Donc, $\theta$ = {germination-laitue, létalité-vers, croissance-algue, Microtox, Chromotest}, $m$({germination-laitue, létalité-vers}) = 0.4 et $m(\theta) = 0.6$.

La théorie permet l'addition des probabilités associées à chaque sous-ensemble. Par exemple, s'il existe une évidence concernant l'efficacité des tests de toxicité aquatiques tel que $m$({croissance-algue}) = 0.45 et $m$({Microtox}) = 0.15, alors Bel({croissance-algue, Microtox}) = $m$({croissance-algue}) + $m$({Microtox}) = 0.45 + 0.15 = 0.6, *i.e.* que le degré de confiance en l'efficacité des tests sera de 0.6. Aussi, elle permet de mettre à jour la fonction *Bel*(A) au rythme de l'apport d'informations additionnelles à l'aide de la règle de combinaison ($\oplus$). Par exemple, prenons la première évidence, *i.e.* $m_1$({germination-laitue, létalité-vers}) = 0.4 , et une seconde $m_2$({germination-laitue, croissance-algue }) = 0.7. La valeur de la première évidence est multipliée par les valeurs de la seconde. Ainsi, $m_1 \oplus m_2$({germination-laitue}) = 0.28, $m_1 \oplus m_2${germination-laitue, létalité-vers} = 0.12, $m_1 \oplus m_2${germination-laitue, croissance-algue} = 0.42 et $\theta$ = 0.18. Le tableau suivant illustre les résultats de ces combinaisons.

**Tableau 4.1. Exemple d'application de la règle de combinaison de Dempster-Shafer.**

| | | $m_2$ | |
|---|---|---|---|
| | | {germination-laitue, croissance-algue} (0.7) | θ (0.3) |
| $m_1$ | {germination-laitue, létalité-vers} (0.4) | {germination-laitue} (0.28) | {germination-laitue, létalité-vers} (0.12) |
| | θ (0.6) | {germination-laitue, croissance-algue} (0.42) | θ (0.18) |

Ainsi, la confiance dans les tests de toxicité terrestre est estimée comme suit:

$Bel_1 \oplus Bel_2$ = ({germination-laitue, létalité-vers}) =
$m_1 \oplus m_2$({germination-laitue, létalité-vers}) + $m_1 \oplus m_2$({germination-laitue}) +
$m_1 \oplus m_2$({létalité-vers})
= 0.12 + 0.28 + 0 = 0.4

La théorie de l'évidence de D-S constitue un modèle riche pour manipuler l'incertitude puisqu'il permet d'exprimer des niveaux de confiance partiels (Anand *et al.*, 1996). Le principal désavantage de la somme orthogonal semble être sa complexité pour les modèles informatiques. Un cadre de travail pour l'intégration des connaissances, basé sur la théorie de l'évidence de D-S, a été proposé. Le modèle permet d'intégrer des résultats préalablement classés, de comprendre dans quelles situations des réponses incertaines sont données, d'interpréter les évidences de classification et de permettre aux classeurs de compenser pour leurs déficiences individuelles (Lu, 1996).

## 4.4 THÉORIE DE L'ENDORSEMENT

Cette approche développée par Cohen (1985) n'est pas basée sur une approche numérique comme les précédentes. Cette méthodologie flexible ne requiert pas de données numériques et s'intéresse aux conditions nécessaires pour accepter ou non un événement. L'approbation de ces conditions est déterminée par un ensemble de règles

heuristiques associées à une problématique spécifique. Contrairement aux lois probabilistes, la structure de ces règles est fixée par l'application proprement dite (Robert et Marche, 1990; Spielmann et Robert, 1995).

Cohen (1985) présente son modèle à l'aide de deux analogies. La première concerne la bureaucratie qui est composée de plusieurs niveaux hiérarchiques. Les bureaucrates accomplissent des tâches qui doivent satisfaire certaines exigences. Chacun des niveaux utilise certaines règles pour endosser ou non le travail effectué à un niveau inférieur. L'endorsement est simplement l'enregistrement ou l'approbation de certaines tâches spécifiques correctement effectuées. La certitude d'une hypothèse peut être représentée par une forte approbation. La confiance dans le travail est proportionnelle à la rigueur et le niveau par lequel il est passé. L'autre analogie concerne le poids de l'évidence qui possède deux grandes étapes. La première étape consiste à déterminer l'évidence (*e.g.* oui, non, indéterminée), et la seconde, l'ampleur des évidences (*e.g.* forte, faible, indéterminée). Les endorsements sont des structures associées aux évidences qui fournissent l'information nécessaire à ces opérations, *i.e.* qu'ils résument les raisons qui permettent de croire ou non à un domaine d'inférence.

Un des premiers objectif du modèle d'endorsement est que la connaissance relative à des situations incertaines influence le comportement du système. Ainsi, le système pourrait décider si l'évidence est suffisante et exécuter des *résolutions* ("resolution task"), généralement en obtenant des informations supplémentaires, afin de réduire l'incertitude.

Dans cette approche des règles permettent de propager l'endorsement entre les inférences (*i.e.* déductions, conclusions). D'autres règles doivent déterminer si un événement est suffisamment certain (Cohen, 1985). Aussi, certaines règles devraient proposer des résolutions afin de supporter l'analyse et briser les impasses. Les règles utilisent diverses formulations (*e.g.* prémisses, conclusion) à l'intérieur d'équations affirmatives (*i.e.* arguments et affirmations) pour représenter, de façon simple, des propositions à

lesquelles on peut assigner des vraies valeurs. Elles peuvent être de la forme SI *prémisse* ALORS *conclusion*.

Les conditions d'acceptation reliées à chaque événement peuvent être divisées en trois catégories (exclusives, nécessaires, supportives). Les conditions utilisées pour le rejet d'un événement sont les conditions *exclusives*. Ces conditions entraînent obligatoirement le rejet de l'événement. Les conditions *nécessaires* représentent les hypothèses requises pour l'acceptation de l'événement. Les conditions *supportives* renforcent la certitude de l'existence d'un événement lorsque les conditions nécessaires ont été rencontrées.

## 4.5 THÉORIE DU RAISONNEMENT NON-AXIOMATIQUE

Selon une majorité d'auteurs, la théorie des probabilités n'est pas un modèle descriptif adéquat pour représenter un jugement en présence d'incertitudes. Aussi, l'étude du jugement humain en présence d'incertitudes révèle une divergence systématique par rapport aux conclusions de la théorie des probabilités (Wang, 1996). Les méthodes heuristiques utilisées pour évaluer des probabilités subjectives sont généralement plus efficaces, mais peuvent engendrer des erreurs systématiques. Comparativement aux méthodes normatives tel que la théorie des probabilités, les méthodes heuristiques ne sont pas optimales, formelles, systématiques et toujours correctes. La base théorique de ces méthodes, généralement faible, est repose souvent sur le jugement, l'expertise, l'expérience, l'opinion et l'intuition (Sandquist, 1985).

Un modèle normatif de jugement en présence d'incertitudes a été développé avec l'hypothèse que les connaissances et les ressources disponibles sont insuffisantes pour répondre aux questions complexes. Ainsi, le système à raisonnement non-axiomatique (SRNA ou "NARS") a été proposé comme modèle de raisonnement intelligent (Wang, 1994; Wang, 1995). Ce modèle peut s'adapter à un environnement dans lequel les connaissances et les ressources sont limitées.

La logique non-axiomatique décrite par Wang (1994) est basée sur trois systèmes logiques simples: La succession ("inheritance logic"), l'extension et l'intention. Le système possède: 1) une terminologie orientée sur le *langage* par lequel il peut communiquer avec son environnement et échanger des connaissances; 2) des *sémantiques* fondées sur des expériences qui montre (en principe) comment comprendre et déterminer la signification des termes et des vraies valeurs des phrases dans le langage; 3) un ensemble de *règles d'inférence* qui génère, selon les sémantiques, des conclusions valides à partir de prémisses données; 4) une *mémoire* pour entreposer les connaissances et les questions; 5) un *mécanisme de contrôle* qui choisit les prémisses et les règles dans chaque étape d'inférence pour répondre aux questions. Le système peut uniformément représenter et manipuler différents types d'incertitudes (*e.g.* variabilité aléatoire, données imprécises, ignorance) et d'inférences (*e.g.* déductions, abductions, inductions, révisions).

L'auteur utilise des sémantiques fondées sur l'expérience, ou la "vraie valeur" d'un jugement indique le degré avec lequel le jugement est supporté par l'expérience du système. Chaque jugement peut prendre la forme de $S \subset P$ $[t]$, où $S$ est le terme sujet du jugement, $P$ le terme prédit, $\subset$ la relation de succession entre les deux termes (signifie "est une sorte de", "à la propriété de "), et $t$ la mesure de l'incertitude du jugement. L'extension et l'intention d'un terme sont définies par rapport à un ensemble de propositions K et de conclusions valides $K^*$. L'extension d'un terme $T$ est un ensemble de termes $E_T = \{x|(x \subset T) \in K^*\}$. L'intension d'un terme $T$ est un ensemble de termes $I_T=\{z|(T \subset x) \in K^*\}$.

Puisque tous les jugements du système SRNA sont fondés sur l'expérience, l'incertitude est représentée par le poids (positif ou négatif) de ces évidences. Si le système connaît un terme $M$ tel que $M$ est une sorte de $S$ et aussi une sorte de $P$, ou que $S$ et $P$ ont la propriété de $M$, $M$ est considéré comme une évidence positive pour "$S \subset P$". Par conséquent, l'incertitude du jugement peut être représentée par une paire de *poids* $\{w^+, w^-$

}, où $w^+$ est le poids global d'une évidence positive, $w^-$ le poids globale d'une évidence négative, et $w$, le poids de toutes les évidences, est égale à $w^++w^-$ (où $w \geq w^+ \geq 0$).

Lorsqu'une mesure relative de l'incertitude est préférable, la même information peut être représentée par une paire de *ratios* de nombres réels dans un intervalle, tel que [0, 1], par $\langle f, c \rangle$, où $f\,(w^+/w^-\,f \in [0, 1])$ est la fréquence (ou proportion) d'une évidence positive par rapport à toutes les évidences, et $c(w/(w+k);\ c \in [0, 1])$, la *confiance* du jugement, est une fonction croissante du poids total des évidences ($k$=constante). Ainsi, plus l'évidence accumulée est grande, plus la confiance en un jugement sera grande. Ceci ne signifie cependant pas que le jugement est plus précis ou qu'il représente la vérité.

Une troisième façon de représenter l'incertitude d'un jugement (vraie valeur) est l'*intervalle* $[l, u]$, où $0 \leq l \leq u \leq 1$. La fréquence inférieure, $l$, d'un jugement est alors définie par $w^+/(w + k)$, et la fréquence supérieure, $u$, est définie par $(w^++k)/(w+k)$.

Puisque le système considère les connaissances et les ressources insuffisantes, tous les jugements sont supportés par une évidence, $w$ positive et finie. Si les vraies valeurs sont représentées dans l'une des deux autres formes, ces conditions deviennent $l<u$, $u-l<1$, et $0<c<1$. Aussi, il existe deux limites utiles pour l'interprétation des vraies valeurs et la définition des règles d'inférence. La première, l'*évidence nulle*, est représentée par $w = 0$, ou $c=0$, ou $u-l=1$. Ceci signifie que le système ne sait rien à propos des relations de succession. La seconde, l'*évidence totale*, est représentée par $w \rightarrow \infty$, ou $c=1$, ou $l=u$. ceci signifie que le système connaît déjà tout de l'énoncé.

Dans le système décrit par Wang, il existe deux types de règles d'inférence. La première concerne les nouveaux jugements (incluant déductions, abductions, inductions) et l'autre les conflits de gestion. Les conflits entre deux jugements surviennent lorsque ces jugements ont des relations d'inférence "$S \subset P$" similaires, mais basées sur des évidences différentes, entraînant des incertitudes différentes pour ces relations. Ces conflits sont

cependant un phénomène normal. Avec des connaissances insuffisantes, il est toujours possible pour des connaissances nouvelles d'entrer en conflit avec les connaissances antérieures.

Pour résoudre les jugements conflictuels, le système distingue deux cas. Si les jugements sont fondés sur une *évidence corrélée* (*i.e.* l'évidence est utilisée pour évaluer l'incertitude de deux jugements), une règle de *mise à jour* est appliquée, sinon une règle de *révision* est appliquée. La corrélation peut être totale, *i.e.* évidence d'un jugement inclue dans un autre, ou partielle. Dans les deux situations, le système choisi le jugement avec la confiance la plus élevée (basé sur le plus d'évidence). Lorsque l'évidence n'est pas corrélée, la règle de révision est appliquée pour obtenir un jugement basé sur une évidence *combinée*. Ainsi, à partir de deux jugements "$S \subset P \langle f_1, c_1 \rangle$" et "$S \subset P \langle f_2, c_2 \rangle$" la conclusion suivant peu être obtenue: "$S \subset P \langle f, c \rangle$" où $f = (w_1 f_1 + w_2 f_2)/(w_1 + w_2)$, et $c = (w_1 + w_2)/w_1 + w_2 + 1)$.

L'approche SRNA possède des propriétés similaires à l'approche Bayesienne. Ces deux approches constituent des modèles normatifs pour la gestion des connaissances et le jugement en présence d'incertitudes, mais sont basées sur des hypothèses différentes concernant l'environnement dans lequel le modèle est appliqué. Dans le modèle Bayesien, un événement ou une proposition est incertaine alors que sa probabilité ou son degré d'incertitude est généralement certain. Les ressources des règles sont ignorées. Par contre, dans l'approche SRNA, l'insuffisance de connaissances et de ressources est assumée. La théorie des probabilités ne considère que les évidences extentionnelles alors que le SRNA considère les évidences extentionnelles et intentionnelles également lors d'un jugement.

Il existe plusieurs différences concrètes: 1) Dans l'approche Bayesienne, les opérations sont effectuées à l'intérieur d'une même distribution impliquant une évaluation des probabilités basée sur un même ensemble de connaissances; 2) Dans l'approche SRNA,

chaque jugement est évalué individuellement et il est nécessaire d'indiquer l'évidence. C'est pourquoi une mesure de confiance est utilisée. 3) Plutôt que d'utiliser des règles "globales", l'approche SRNA utilise des règles "locales", *i.e.* que l'incertitude des conclusions dépend des prémisses. Par exemple lorsque que le théorème de Bayes est utilisé pour mettre à jour une fonction de distribution, la plupart des probabilités doivent être recalculées; 4) L'approche SRNA permet d'obtenir, implicitement ou explicitement, des résultats conflictuels. Une règle de mise à jour et de révision, non disponible dans le modèle Bayesien, permet de gérer des jugements.

Bien que développé pour être un modèle normatif, le SRNA montre des comportements heuristiques généralement observés lors d'un jugement en présence d'incertitudes (Morgan *et al.*, 1990):

1) La *disponibilité*, *i.e.* la facilité avec laquelle les exemples ou les cas peuvent être trouvés, est une caractéristique commune dans un jugement intuitif des probabilités.

2) La *représentativité*, *i.e.* le degré de similarité, est souvent utilisée comme probabilité dans le raisonnement humain. Cette approche amène des erreurs parce que la représentativité, n'est pas influencée par plusieurs facteurs qui devraient affecter le jugement (Tversky et Kahneman, 1974). Les jugements de similarité sont basés sur des facteurs intentionnels plutôt qu'extensionnels comme les lois des probabilités. Le modèle considère l'intension et l'extension de façon équivalente, lesquels affectent également le jugement.

L'*ajustement* des jugements de probabilité antérieurs en présence de nouvelles évidences et l'*ancrage*, *i.e.* un ajustement insuffisant des jugements initiaux, observés dans le raisonnement humain sont aussi présents dans le modèle SRNA. Ainsi, si l'évidence supportant deux jugements est corrélée, une règle de mise à jour est appliquée (si la confiance d'un estimé antérieur est inférieure, il est remplacé), sinon il y a révision (la nouvelle fréquence est la somme pondérée de la fréquence des prémisses).

# 5. ÉVALUATION DES INCERTITUDES DANS UNE PROCÉDURE D'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Les processus de prise de décision doivent souvent considérer des données imprécises, des informations partielles, et des faits approximatifs ou contradictoires. En effet, lorsqu'une démarche d'évaluation est appliquée, des incertitudes sont associées aux différents paramètres d'évaluation utilisés. La démarche d'ÉRÉ intègre des connaissances expertes empreintes d'incertitudes. Les données générées et utilisées dans le cadre de cette évaluation sont généralement imprécises et incertaines. La démarche d'ÉRÉ doit intégrer une évaluation des incertitudes (Martel et Macfarlane, 1995). Ces dernères doivent être identifiées, évaluées et gérées lors du processus d'évaluation (Suter, 1990; US EPA, 1992a; Suter, 1993; US EPA, 1996; CCME, 1996a; Chassé *et al.*, 1996).

## *5.1 LES SOURCES D'INCERTITUDES*

Les activités scientifiques contribuent à identifier et à réduire les incertitudes. Ces incertitudes jouent un rôle important en évaluation du risque. Le risque provient de l'existence d'un danger et des incertitudes concernant ce danger. Le danger est une conjonction hypothétique entre un agent potentiellement nocif et un sujet susceptible d'être exposé. Le risque est le résultat de l'incertitude concernant les conséquences d'une situation dangereuse. Les sources d'incertitudes sont liées aux variables et aux différents moyens utilisés lors de l'évaluation, et contribuent à rendre les conclusions de l'ÉRÉ *incertaines* ou *imprécises*.

L'incertitude est un terme très vague utilisé pour décrire une multitude de concepts (Morgan *et al.*, 1990). L'incertitude peut survenir en raison d'informations incomplètes, d'un désaccord entre deux sources d'informations, d'une imprécision linguistique, d'une quantité, d'une erreur, d'une variabilité statistique, d'un jugement subjectif, etc. Jusqu'à présent, les analyses de l'incertitude ou de sensibilité effectuées lors des évaluations de

risque tendent à utiliser un seul type d'incertitude et de négliger les autres (Finkel, 1990). La taxonomie des incertitudes varie selon les auteurs et la structure développée.

Selon Finkel (1990), les incertitudes peuvent être divisées en quatre catégories: 1) Les paramètres (erreurs de mesure, erreurs aléatoires, erreurs systématiques); 2) Les modèles (variables estimées, variables exclues, conditions anormales, formulation incorrecte); 3) les règles de décision (mesures, descripteurs statistiques, paramètres, méthode d'estimation du risque); 4) La variabilité.

Morgan et Henrion (1990) ont suggéré de diviser l'incertitude en sept catégories: 1) Les quantités empiriques (variation statistique, jugement subjectif, imprécision linguistique, variabilité, désaccord, approximation); 2) Les constantes physiques; 3) Les variables de décision (quantités qui permettent de prendre une décision); 4) Les paramètres quantitatifs (les références; *e.g.* la tolérance au risque); 5) Les variables indépendantes (utilisées pour identifier une cellule spatiale ou temporelle); 6) Les paramètres du modèle (spécifie le domaine du modèle); 7) Les critères de sortie (variables utilisées pour classer ou mesurer la désidérabilité d'un événement.

D'une façon globale et simplifiée, les incertitudes en ÉRÉ peuvent provenir de trois sources principales (Suter, 1990; Suter, 1993): la *Stochasticité*, l'*Ignorance*, et l'*Erreur*. Ces trois catégories pourraient aussi être divisées en plusieurs sous-catégories qui devraient inclure les catégories énumérées précédemment. De plus, certaines incertitudes peuvent appartenir à plusieurs catégories, indépendamment du système taxinomique utilisé. Par exemple, l'incertitude conceptuelle associée aux modèles mathématiques, aux études empiriques et aux études expérimentales, est composée en grande partie d'ignorance concernant la nature des phénomènes, mais aussi de stochasticité et d'erreur. Les incertitudes provenants de diverses catégories peuvent entraîner des incertitudes dans d'autres catégories. Une incertitude peut être la résultante de plusieurs autres incertitudes. Le jugement professionnel est subjectif parce qu'il considère plusieurs types

d'incertitudes. Le jugement entraîne évidemment un certain niveau d'incertitude qui doit être géré par les évaluateurs et les gestionnaires.

### 5.1.1 La Stochasticité

La *Stochasticité* réfère à la variabilité aléatoire inhérente aux phénomènes. Elle constitue une proportion de l'incertitude qui peut être décrite et estimée, mais qui ne peut être réduite parce qu'elle est une caractéristique inhérente des systèmes évalués. C'est le résultat de l'intrusion des incertitudes à petite échelle dans un phénomène à grande échelle à travers des facteurs amplificateurs ou multiplicateurs aléatoires. Ces incertitudes à petite échelle peuvent être associées à de vrais processus physiques quantiques aléatoires. Cependant, cette stochasticité à petite échelle n'est pas nécessairement aléatoire. Un système peut être dépendant des conditions initiales. La conséquence est qu'un système déterministe peut avoir une partie imprédictive parce que les conditions initiales ne peuvent être parfaitement spécifiée en raison d'un manque de connaissance (*e.g.* la météo).

### 5.1.2 L'Ignorance

L'*Ignorance* réfère aux connaissances imparfaites ou incomplètes de certains aspects d'un système au moment de son étude. Ces connaissances limitées au moment de l'évaluation pourront être complétées par la suite, parce certains aspects importants auront été identifiés lors de l'étude ou développés dans un autre contexte. Cette ignorance peut être fondamentale pour certaines problématiques scientifiques. Ainsi, l'existence d'un phénomène inconnu lors de l'étude entraîne une évaluation incomplète. Par exemple, l'ignorance du phénomène des pluies acides avant les années 1970 rendait l'évaluation des effets environnementaux des émissions sulfuriques incomplète. Ce type d'incertitude que constitue l'ignorance fondamentale ne peut être décrit ou quantifié parce qu'il ne peut être identifié au moment de l'étude (Suter *et al.*, 1987; Suter, 1993).

L'ignorance la plus commune résulte de l'incapacité à mesurer, décrire ou déterminer correctement et précisément certains éléments pertinents à l'estimé de risque. Par exemple, il s'avère pratiquement impossible de tester toutes les réponses toxicologiques pour toutes les espèces exposées à un contaminants donné. L'ignorance regroupe donc l'information incomplète et imprécise que peut exiger une approximation, une simplification, une extrapolation ou autre pour facilité l'évaluation. La littérature scientifique, notamment sur l'incertitude en évaluation de risque, contribue cependant à identifier, quantifier et réduire ce type d'incertitude.

### 5.1.3 L'Erreur

L'*erreur* réfère principalement à l'erreur humaine causée par inadvertance. Elle peut se manifester lors de l'identification, de mesures, d'analyses, d'enregistrement de données, de compilation de données, de calculs ou autres. Par exemple, l'utilisation d'un modèle mathématique hors des limites prescrites peut engendrer ce type d'incertitude. Cela est généralement un problème de contrôle de la qualité. Un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) complet et adéquat (analyses et activités) lors de l'évaluation contribue à réduire ce type d'incertitude. Ainsi, l'*Erreur* peut devenir négligeable par rapport aux autres types d'incertitudes. La réduction des incertitudes est généralement proportionnelle à la rigueur et à l'efficacité du programme de AQ/CQ. Il est cependant difficile de complètement l'éliminer.

## 5.2 LE RÔLE DU JUGEMENT EXPERT

L'opinion des experts joue un rôle important en ÉRÉ, même dans les évaluations techniques quantitatives complexes (Suter, 1993). Le jugement réalisé en présence d'incertitude relie fréquemment une valeur numérique à un raisonnement cognitif heuristique (Morgan *et al.*, 1990). Le jugement des experts est inévitablement subjectif puisque chaque individu ne peut évaluer les incertitudes de la même façon, et ce pour

différentes raisons (*e.g.* connaissances, expériences, compréhension du problème, préférences). Plusieurs spécialistes peuvent avoir une opinion partiellement ou totalement différente. En fait, la nature des problèmes écologiques est généralement vague. De plus, les différentes théories écologiques ne font pas toujours l'unanimité et certains aspects de la composante biologique des systèmes sont souvent mal connues ou imprévisibles.

Dans plusieurs circonstances, les différences entre les opinions des experts sont utiles et souhaitables. Dans certains cas, elles peuvent entraîner des erreurs ou des biais significatifs. Il est reconnu qu'une démarche correctement articulée et des justifications claires permettent d'améliorer la qualité des jugements. Cependant, les auteurs évitent généralement de discuter de cet aspect non négligeable. L'intérêt est plutôt de démontrer comment les données et les modèles peuvent être utilisés pour améliorer la crédibilité, la consistance, l'accessibilité et la reproductibilité de l'ÉRÉ.

Les méthodes développées en ÉRÉ tentent de réduire les aspects subjectifs. Les méthodes utilisées pour évaluer le jugement sont souvent sophistiquées et généralement de nature probabiliste (Morgan *et al.*, 1990). Suter (1993) prétend qu'on devrait examiner la disponibilité des méthodes quantitatives et utiliser le jugement des experts lorsque cette quantification est impossible. Cependant, il est pratiquement impossible de retirer le jugement compte tenu des nombreuses étapes, souvent décisionnelles, que comporte l'ÉRÉ. De plus, les résultats d'une ÉRÉ doivent être interprétés en relation avec le contexte et les objectifs fixés par les gestionnaires.

## 5.3 LA CARACTÉRISATION ET LA QUANTIFICATION DES INCERTITUDES

La caractéristique principale qui distingue l'évaluation du risque par rapport à une étude d'impact environnementale est l'emphase mise sur la caractérisation et la quantification de l'incertitude. Cependant, il existe plusieurs sources distinctes d'incertitudes d'intérêt

pour l'ÉRÉ. Ces catégories restent très générales et plusieurs approches ont été développées pour quantifier et gérer les différents types d'incertitudes. En général, la littérature reconnaît la nécessité d'améliorer la qualité de l'information et de l'évaluer. Les méthodes utiles sont actuellement en développement (Geweke, 1992; Shevenell et Hoffman, 1993; Burns *et al.*, 1994; Dakins *et al.*, 1994; Dale, 1994; Bingham *et al.*, 1995; Bogen, 1995; Mallawatantri et Mulla, 1996; Labianiec *et al.*, 1997) et discute des approches probabilistes et du jugement expert pour les quantifier. Selon Suter (1993), peu importe l'approche théorique utilisée (*e.g.* Bayesienne, théorie des ensembles floues), la source d'information de base est toujours la même: les données, les modèles et l'analyse experte.

Il existe trois types d'incertitudes qui présentent un intérêt particulier en ÉRÉ lors de l'analyse de l'incertitude, et qui contribuent à estimer la crédibilité d'une prédiction (Suter, 1993): la stochasticité, les erreurs liées aux paramètres et les erreurs liées aux modèles. Les deux premiers types peuvent être quantifiés à l'aide de méthodes statistiques ou de modèles déterministes (Hoffman et Gardner, 1983). En pratique, l'utilisation de l'approche statistique pour quantifier les incertitudes est compliquée parce qu'il faut considérer les erreurs de mesure pour les variables dépendantes et indépendantes, et combiner les erreurs quand des extrapolations multiples doivent être faites. Des approches analogues sont utilisées pour quantifier l'incertitude des paramètres dans les modèles mécanistiques.

Les approches mathématiques utilisées incluent l'analyse de sensibilité, qui permet d'évaluer l'effet de chacun des paramètres sur le calcul de l'exposition et du risque, et l'analyse des erreurs ou des incertitudes, qui permet d'évaluer l'effet sur la sortie du modèle de l'incertitude associée aux différents paramètres (Gardner *et al.*, 1981). L'analyse *Monte Carlo* est sans doute l'approche la plus utilisée pour effectuer cette analyse (Marsh *et al.*, 1993; Shevenell et Hoffman, 1993; Dakins *et al.*, 1994; Keenan *et al.*, 1994; Hoffman et Hammonds, 1994;.Loranger et Courchesne, 1997). Cette approche

a l'avantage d'être d'application générale et facile à appliquer aux modèles mécanistiques. De plus, les estimations et les distributions peuvent être obtenues par différentes méthodes (*e.g.* séries temporelles, échantillonnage, expérimentation en laboratoire). L'effet sur les résultats donnés par le modèle, des différentes incertitudes associées aux paramètres et les corrélations entre les paramètres peut être quantifiés.

L'un des types d'incertitude le plus problématique, et potentiellement le plus important en ÉRÉ est l'erreur associée au modèle. Ces erreurs sont généralement associées au choix des variables, à la formulation et aux limites (frontières) du système. Il existe deux méthodes pour évaluer ces erreurs. La première consiste à effectuer des mesures en laboratoire ou sur le terrain pour valider le modèle. Il est cependant reconnu que les modèles développés pour des problématiques spécifiques sont difficiles à utiliser, interpréter ou extrapoler à d'autres sites ou conditions. La deuxième méthode implique l'utilisation et la comparaison avec d'autres modèles. Ces modèles alternatifs peuvent être fondamentalement différents. Par exemple, un modèle d'extrapolation statistique peut être comparé à un modèle mécanistique.

## 5.4 L'INCERTITUDE ET LES PARAMÈTRES

Les incertitudes qui contribuent à la probabilité d'un effet en ÉRÉ dépendent du niveau organisationnel du paramètre d'évaluation. Ce paramètre est l'expression formelle de la valeur à protéger. La mortalité dans une population exposée ou la réduction de la production de poisson représente des exemples de paramètres d'évaluation.

Le plus petit niveau organisationnel d'un paramètre d'évaluation en évaluation du risque est l'organisme. Il est possible d'estimer le risque au niveau d'un individu spécifique si l'information concernant un événement non désiré est disponible. Cependant, cette situation n'est généralement pas évaluée. En pratique, les probabilités individuelles sont estimées à partir des populations. Les populations représentent le niveau organisationnel

le plus élevé en analyse du risque à la santé humaine (AR; risque individuel). En ÉRÉ, les populations constituent le plus faible niveau organisationnel considéré pour évaluer le risque. Comme pour l'AR, qui traite les populations comme un ensemble d'individus (risque à la population), l'ÉRÉ peut considérer les popu'ations d'organismes, les communautés et les écosystèmes comme un agrégat d'entités individuelles. Les fréquences ou probabilités des effets sur les entités individuelles peuvent être calculées sans identifier les entités concernées. Par exemple une distribution log-normale de la sensibilité des espèces dans une communauté biotique peut être utilisée pour fixer un critère au cinquième centile (*i.e.* probabilité de 0.05 d'obtenir des effets chez les espèces choisies). Ces fréquences et nombres d'effets dans une population sont généralement traitées de façon déterministe, notamment en AR à la santé. Dans ce cas, les entités individuelles sont traitées comme étant à risque, mais les niveaux organisationnels supérieurs sont sujets à des d'effets. L'incertitude associée à une estimation réelle des fréquences effets lors d'extrapolation entre espèces (*e.g.* animaux aux humains) est généralement réduite à l'utilisation de facteurs de sécurité.

Les populations d'organismes et les niveaux supérieurs d'organisation peuvent être traités comme des entités individuelles avec des caractéristiques qui peuvent être à risque. Pour les populations, cela inclut la densité, les structures d'âge, l'extinction, et la biomasse récoltable. Pour les communautés et les écosystèmes, cela inclue la productivité, la diversité, et le climat. Les incertitudes liées à l'évaluation de ces systèmes sont différentes de celles évaluées au niveau individuel. Puisqu'il est difficile de trouver des populations d'organismes exposées au même danger, les probabilités d'effets sur un système individuel en ÉRÉ sont tirées de fréquences d'occurrence d'effets dans des systèmes similaires (nommée "credibility"). Ainsi, s'il y a 30% de chance qu'un effluent amène l'extinction d'une population de poissons, cela signifie que l'évaluateur n'est pas certain de l'effet de l'effluent, mais qu'il estime que cet effet pourra survenir dans 30% des cas (Suter, 1990).

## 5.5 L'INCERTITUDE ET LES MODÈLES MATHÉMATIQUES

Un modèle mathématique est l'ensemble des expressions mathématiques comprenant un certain nombre d'unités fonctionnelles (attributs) fluctuant dans l'espace et le temps, et reliées entre elles par des flux d'informations associés à des sources de matière ou d'énergie (Loranger, 1994). Les modèles mathématiques sont des représentations imparfaites de systèmes réels qui permettent d'en comprendre la complexité en terme de structure et de fonctionnement. Par conséquent, une attention particulière doit être apportée à ces modèles en terme de source d'incertitude et la façon dont les incertitudes associées aux données d'entrée se propage dans le modèle est à considérer.

### 5.5.1 L'incertitude conceptuelle

L'incertitude conceptuelle représente ici l'incertitude associée aux hypothèses du modèle. Cette incertitude constitue un problème évident pour les modèles mathématiques par rapport aux autres méthodes d'évaluation, telles les études de laboratoire ou de terrain. Ces modèles sont des abstractions conceptuelles qui permettent de représenter et simplifier des phénomènes complexes généralement déjà simplifiés lors d'études antérieures qui sont elles-mêmes des abstractions. Cette incertitude est composée en grande partie d'ignorance concernant la nature des phénomènes, mais aussi de stochasticité et d'erreurs.

Il est possible d'évaluer l'incertitude conceptuelle en comparant des modèles qui utilisent des hypothèses et des structures différentes. Ces comparaisons indiquent si le résultat de la modélisation d'un phénomène est variable ou non. La comparaison permet aussi de tester les hypothèses et les paramètres du modèle afin de le calibrer et de le valider. La validation du modèle permet de réduire l'incertitude conceptuelle.

### 5.5.2 L'incertitude quantitative

L'utilisation d'un modèle mathématique implique que des valeurs numériques soient associées aux paramètres. Les méthodes utilisées pour estimer l'incertitude d'un paramètre individuel et l'incertitude totale associées aux paramètres d'un modèle sont relativement bien développées. Les paramètres environnementaux sont souvent hautement variables et/ou difficiles à mesurer. La façon d'estimer les incertitudes dépend du type d'incertitude considéré (*e.g.* stochasticité, ignorance). Les paramètres stochastiques en modélisation environnementale sont souvent associés aux données météorologiques. L'incertitude résultant de l'ignorance pour un paramètre est constituée de la variance de la valeur mesurée plus l'incertitude associée à l'extrapolation entre l'entité mesurée et l'entité représentée par le paramètre.

Dans certains cas, il n'existe pas de distribution de fréquence pour estimer un paramètre stochastique, ou aucune mesure ou modèle d'extrapolation n'est disponible pour estimer une distribution de fréquence due à l'ignorance. Dans ce cas, il est nécessaire de recourir au jugement professionnel, lequel est plus efficace et plus fiable s'il est basé sur des données scientifiques.

Le processus actuellement utilisé pour évaluer l'effet combiné de tous les paramètres sur les variables de sortie d'un modèle mathématique est connu sous le nom d'*analyse de l'incertitude* ou d'*analyse d'erreur*. Cette analyse de l'incertitude utilise généralement la simulation *Monte Carlo* dans laquelle est appliquée de façon itérative des valeurs choisies au hasard d'une distribution de fréquence des paramètres. Cette technique permet de réaliser une *analyse de sensibilité*. Cette dernière vise à évaluer le degré d'incertitude associé aux paramètres des équations du modèle. Le résultat de cette simulation est une distribution de fréquence d'une variable de sortie (prédiction du modèle) permettant ainsi d'observer le comportement du modèle et la réponse aux variations des paramètres. L'*analyse de sensibilité* peut être réalisée lors de la création des équations (calibration) ou lors de la validation.

### 5.5.3 L'erreur

Elle résulte d'erreurs mathématiques ou d'erreurs introduites lors de la programmation ou de l'entrée des variables. Les erreurs sont détectées et éliminées ou réduites, mais généralement non estimées. Les erreurs peuvent être détectées par un contrôle adéquat. Une approche plus générale consiste à vérifier l'adéquation des résultats calculés par le modèle et mesurés expérimentalement ou *in situ*. Le modèle devrait fournir une solution juste des équations et simuler correctement la situation pour laquelle il a été conçu.

### 5.5.4 La calibration et la validation

La calibration est une étape de la formulation qui permet de vérifier si les résultats du modèle correspondent à ceux mesurés. Elle consiste à solutionner le modèle pour des conditions environnementales connues et pour lesquelles des données expérimentales sont disponibles. Il est alors possible d'ajuster les paramètres du modèle afin que la réponse en terme de grandeur et de tendance soit semblable à celle observée. Cette étape constitue la partie la plus importante du développement et d'évaluation d'un modèle. Elle permet généralement de réduire les erreurs.

La validation est la procédure qui permet d'évaluer l'adéquation des résultats obtenus par le modèle calibré à partir d'un ensemble différent de conditions environnementales pour lesquelles des données expérimentales sont disponibles. Cette étape permet de déterminer si le modèle est applicable à d'autres situations. Les données de validation devraient idéalement inclure un ensemble varié de conditions. La validité du modèle s'accroît avec l'utilisation et le nombre de réponses satisfaisantes. Dans certains cas, la validité d'un modèle peut être quantifiée par régression des valeurs estimées contre celles observées pour diverses conditions.

## 5.6 L'INCERTITUDE ET LES ÉTUDES EMPIRIQUES

Les effets de l'exposition à un agent stresseur sont souvent évalués à l'aide d'un traitement statistique appliqué aux données tirées d'études empiriques telles les études épidémiologiques ou d'accident. Les études empiriques sont aussi utilisées pour évaluer le devenir ou l'exposition à une contamination. Les évaluations basées sur les études empiriques comportent des incertitudes différentes de celles issues des modèles mathématiques.

### 5.6.1 L'incertitude conceptuelle

L'incertitude conceptuelle représente ici l'incertitude associée aux hypothèses des études empiriques. Ces dernières comportent deux principaux problèmes conceptuels. Le premier est temporel car elles assument que le futur sera comme le passé. Les hypothèses de similarité temporelles peuvent prendre la forme d'une identité présumée (*e.g.* le taux de mortalité future sera la même) ou d'une tendance (*e.g.* le taux de mortalité continuera à augmenter). Ces hypothèses sont intéressantes, mais elles sont fondamentalement fausses. Le second problème conceptuel est catégorique car ces études assument que la population mesurée est la même que la population d'intérêt. Ce type d'incertitude résulte de l'hypothèse statistique que deux populations sont identiques ou diffèrent par un facteur étudié. La comparaison de deux populations peut amener, en l'absence d'une compréhension complète des différents facteurs, une confusion à propos des effets réels.

### 5.6.2 L'incertitude quantitative

La source majeure d'incertitude quantitative est l'échantillonnage. Tous les échantillons (*e.g.* organismes, sols, eaux) peuvent être caractérisés par des statistiques descriptives (*e.g.* moyenne, variance). Ces caractéristiques permettent l'induction statistique (*i.e.* l'extrapolation à la population statistique), afin de porter un jugement sur un cas plus général. Le problème est relié à l'échelle d'observation. Il est souvent difficile de

caractériser les incertitudes d'une sous-population hétérogène, en particulier si l'on considère la population homogène. Les incertitudes associées à l'échantillonnage peuvent être estimées et minimisées par l'usage de techniques d'investigation statistiques (Suter, 1990).

### 5.6.3 L'erreur

Les erreurs dans les études empiriques résultent d'une mauvaise identification, d'erreurs lors de l'enregistrement ou dela compilation des données, ou d'inexactitudes dans les calculs. Les erreurs peuvent aussi provenir de méthodes de mesures imprécises, inadéquates ou mal exécutées. Des informations incomplètes ou fausses provenant d'individus interrogés ou consultés peuvent aussi introduire des erreurs dans ce type d'étude.

## 5.7 L'INCERTITUDE ET LES ÉTUDES EXPÉRIMENTALES

Les études expérimentales sont principalement utilisées lors de l'évaluation des effets. Les fonctions concentration-réponse, les concentrations létales médianes ($CL_{50}$), les concentrations seuils d'effet (CSE) et d'autres statistiques descriptives des résultats des tests de toxicité représente la principale expression des effets toxiques en ÉRÉ. Cependant, l'évaluation de l'exposition est quelques fois basées sur des études expérimentales impliquant l'utilisation de traceurs chimiques ou biologiques plutôt que la modélisation du transport et du sort d'un contaminant (Suter, 1990).

### 5.7.1 L'incertitude conceptuelle

L'expérimentation, contrairement aux études empiriques, peut permettre d'élucider ou vérifier la cause d'un problème puisqu'elle permet le contrôle des conditions. Cependant ce contrôle introduit des problèmes conceptuels. L'utilisation d'un modèle physique simple, tel un test de toxicité avec une espèce et un contaminant (*e.g.* germination avec

la laitue), amène une source d'incertitude liée à la conceptualisation. Cette incertitude est gérée en appliquant un facteur de sécurité suffisant pour couvrir les différences entre les espèces, les conditions, les cycles de vie et d'autres facteurs (Dourson et Stara, 1983). L'incertitude est proportionnelle à l'ampleur du facteur de sécurité. L'imprécision de ces facteurs est illustrée par le fait qu'ils varient généralement d'un ordre de grandeur (*e.g.* 10, 100, 1000).

### 5.7.2 L'incertitude quantitative

L'incertitude quantitative, dans les études expérimentales provient de l'incertitude associée dans les résultats expérimentaux et des extrapolations des résultats pour obtenir le paramètre de mesure désiré (*e.g.* $CI_{50}$). L'incertitude dans les résultats est due à la variance entre les unités expérimentales, l'échantillonnage, les mesures, et la stochasticité du système dans lequel l'expérience est réalisée. Les méthodes statistiques utilisées pour élaborer et analyser les résultats d'une expérience sont bien développées et connues des analystes. Par exemple, les intervalles de confiance et la variance sur une fonction concentration-réponse sont utilisés pour estimer l'incertitude statistique liée aux valeurs de toxicité (*e.g.* $CL_{50}$).

Les résultats de toxicité sont quelques fois extrapolés via des équations, définis par une analyse de régression, afin d'estimer les effets d'une substance pour une autre espèce. Dans ce cas, l'incertitude est estimée à l'aide de l'équation appliquée aux intervalles de confiance des données expérimentales. Par exemple, la $CL_{50}$ et ses intervalles de confiance d'un essai sont utilisés pour estimer, à l'aide d'équation de régression, la $CL_{50}$ et les intervalles de confiance pour une autre espèce.

### 5.7.3 L'erreur

Les études expérimentales peuvent potentiellement contenir les mêmes erreurs que les études empiriques, *i.e.* des erreurs associées aux observations, aux mesures, à la

compilation des données, et aux calculs de résultats. En plus, dû au fait que l'expérimentateur crée et contrôle l'expérience, il existe des erreurs potentielles pour les conditions expérimentales (*e.g.* âge, espèce, concentration d'exposition, température).

### 5.7.4 La validation

La validation d'une étude expérimentale en évaluation du risque requiert généralement une comparaison de résultats expérimentaux avec la réponse des organismes exposés au même danger observée sur le terrain. Cependant, les études de suivie nécessaires sont souvent difficiles à réaliser, dispendieuses, et donnent quelques fois des résultats ambigus. Une autre possibilité consiste à comparer les résultats d'un ou plusieurs systèmes expérimentaux avec différents degrés de complexité. Par exemple, les résultats obtenus en laboratoire avec une seule espèce sont comparés avec ceux obtenus en microcosmes ou en mésocosmes. (Cairns et Cherry, 1983; Giddings et Franco, 1985; Svendsen et Weeks, 1996a; 1996b). Cette approche, quoique moins dispendieuse, est cependant une forme de validation moins complète qu'une étude de la réponse réelle des communautés sur le terrain. Elle est surtout utilisée pour révéler les causes des différences entre les résultats obtenues. La forme la plus commune de validation pour les études expérimentales est la comparaison des résultats avec d'autres investigateurs (*e.g.* études inter-laboratoires) ou d'autres études concernant un même type de contaminant dans un système expérimental semblable. Cette validation indique si certaines manipulations ou particularités d'une méthode influencent les résultats. Elle permet d'estimer à l'aide de statistiques descriptives la variance de l'essai (reproductibilité, fiabilité). Elle ne donne cependant pas d'informations sur la représentativité du système expérimentale par rapport à l'environnement, à savoir si toutes les caractéristiques critiques sont présentes dans le système.

# 6. GESTION DE LA QUALITÉ DES CONNAISSANCES DANS UNE PROCÉDURE D'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Quoique présentes à tous les niveaux de l'évaluation (évaluation de l'effet, de l'exposition, ÉDÉ, ÉRÉ), les incertitudes ne sont généralement considérées qu'au moment de l'étape d'*Évaluation* et lors de la *Gestion* du risque. Quelquefois, des plans d'échantillonnage ou d'analyse sont établis avant d'initier les activités descriptives (*e.g.* prélèvements, analyses chimiques et toxicologiques). Aussi, lorsque des méthodes statistiques sont utilisées pour le calcul des résultats, certaines incertitudes de nature stochastique sont considérées. Toutefois, la gestion des connaissances et de leurs incertitudes est presque totalement réalisée lors de la phase d'évaluation, lorsque que toutes les données sont disponibles. L'utilisation de modèles stochastiques tel que les analyses statistiques et les modèles de simulation sont généralement préconisés pour évaluer et gérer les incertitudes, et faciliter la prise de décision. Cependant, le jugement expert, relativement subjectif mais efficace, est largement considéré pour la prise de décision par le gestionnaire. Dans la plupart des cas, un jugement structuré et détaillé utilisé, conjointement avec des outils adéquats permet d'obtenir une meilleure discrimination. Certains résultats aberrants ou confondants peuvent alors être jugés et interprétés en fonction des connaissances ou des erreurs liées à l'évaluation. Ce jugement peut compliquer ou biaiser l'évaluation, en raison de l'hétérogénéité des connaissances. Des erreurs humaines peuvent aussi s'ajouter, rendant les résultats de l'évaluation non utilisables ou différents de la réalité.

## *6.1 MÉTHODES UTILISÉES POUR DÉCRIRE L'INCERTITUDE*

Le résultat de l'analyse des incertitudes est une description qualitative ou quantitative, souvent graphique de l'incertitude par rapport au risque. Le gestionnaire qui devra

prendre une décision doit être capable d'interpréter de telles descriptions et être familier avec les avantages et désavantages de chacun (Finkel, 1990). Il existe plusieurs méthodes pour décrire l'incertitude. Ces méthodes diffèrent selon: 1) la quantité d'information; 2) la clarté de la description et la facilité à comprendre l'information; et 3) l'habilité de la méthode à présenter certaines parties de l'information concernant l'incertitude. Des méthodes peuvent informer le gestionnaire à propos des chances relatives que des valeurs soient effectivement les vraies valeurs. D'autres méthodes décrivent bien les probabilités qu'une vraie valeur soit dans une plage donnée.

### 6.1.1 Les probabilités

L'expression de l'incertitude est souvent réduite à une simple description probabiliste, *i.e.* quelle est la probabilité qu'un événement ou condition donné survienne (*e.g.* $P \leq 0.05$). Ce type de description, utilisée de façon générale en science, est utile dans plusieurs cas. Cependant, la simplicité de cette description peut quelques fois engendrer une utilisation non appropriée de la méthode et ou biaiser la compréhension d'un phénomène. Les lois probabilistes ne s'appliquent pas à toutes les quantités. Aussi, plusieurs types de variables continues utilisées en ÉRÉ n'ont pas avantage à être réduite à une forme dichotomique.

Les lois probabilistes sont notamment utiles pour estimer les intervalles statistiques de confiance à 95% ($P \leq 0.05$) lors du calcul d'un résultat de toxicité ou pour comparer des groupes d'essai à des groupes contrôles.

### 6.1.2 Les boîtes d'intervalle

L'utilisation d'un intervalle suppose que la quantité incertaine est une variable continue. La simple utilisation des intervalles permet d'éviter l'utilisation d'informations qualitatives sur la vraie valeur et de se concentrer sur les extrêmes. Les intervalles de confiance, souvent utilisées pour décrire des erreurs d'échantillonnage ou l'incertitude

concernant un résultat de toxicité, représentent une variation de cette méthode. Ces intervalles peuvent être représentés graphiquement en combinant la valeur estimée et l'intervalle probable (*e.g.* $P \leq 0.05$) sur un même diagramme (*e.g.* barres d'erreur). Plusieurs intervalles relatifs à un même estimé peuvent être utilisés (*e.g.* intervalle absolu et intervalle probable).

Il existe des limites ou désavantages statistiques à présenter l'information sous forme d'intervalle. Ainsi, l'information n'indique pas si la probabilité des valeurs change dans l'intervalle. Aussi, l'intervalle ne donne pas d'informations statistiques telles que la moyenne et la variance. Cette présentation devrait être accompagnée d'une analyse critique.

### 6.1.3 Les histogrammes et les diagrammes en pointe de tarte

Les histogrammes et les diagrammes en pointe de tarte permettent de présenter des quantités spécifiques, telles que des valeurs possibles, et globales (*e.g.* probabilité totale) sur un même diagramme. Les histogrammes, aussi appelés distributions de fréquences, utilisent des barres verticales pour représenter des valeurs (*e.g.* probabilités) relatives. Les diagrammes en pointe de tarte utilisent des sections d'un cercle pour représenter les valeurs (*e.g.* probabilités) relatives.

### 6.1.4 Les fonctions de densité probabilistes (FDP)

Elles représentent un outil fondamental pour l'analyse de risque descriptive. Ces fonctions continues sont analogues aux histogrammes. Cependant, les fonctions ne sont pas des mesures directes de probabilité comme les histogrammes. Il existe plusieurs FDP communes (*e.g.* uniforme, triangulaire, lognormale, exponentielle). Ces fonctions présentent plus d'informations qu'un simple intervalle, avec les mêmes limites, mais contraignent les valeurs à être équiprobables dans l'intervalle donné. Les simulations *Monte Carlo* utilisent ces fonctions pour générer des valeurs aléatoires.

### 6.1.5 Les fonctions de densité cumulative (FDC)

Elles représentent une alternative aux FDP, en facilitant le calcul des intervalles de confiance et la comparaison des quantités incertaines. La relation entre les deux méthodes est simple. La FDP présente à n'importe quel point $x$ sur l'axe horizontal la probabilité relative, tandis que la FDC présente la probabilité cumulative que la vraie valeur soit égale ou inférieure à $x$. La FDC est toujours une courbe ascendante dont la probabilité cumulative varie entre 0 et 1. Plus précisément, la FDC est l'intégrale, entre la limite inférieure et $x$, de la FDP. La médiane est la valeur correspondant, à la probabilité cumulative de 0.5. Aussi, la FDC d'une FDP triangulaire ou normale aura une forme en "S", tandis qu'une fonction lognormale aura une FDC avec une pente initiale abrupte. La figure 6.1 illustre deux différentes fonctions de densité probabiliste (normale et lognormale) avec leurs fonctions cumulatives respectives.

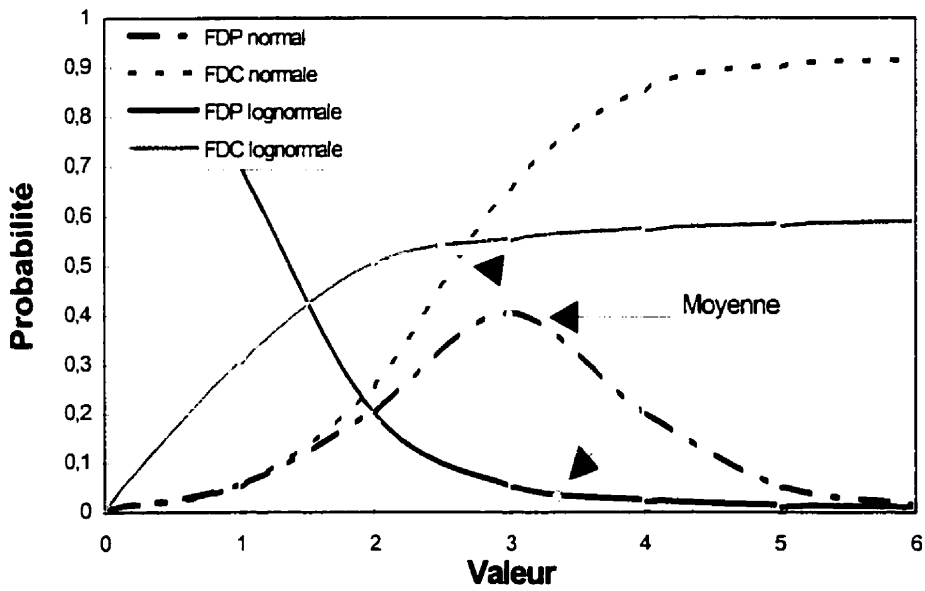



**Figure 6.1. Fonctions de densité probabilistes (FDP) et cumulatives (FDC).**

Ces fonctions sont particulièrement utiles pour comparer des variables incertaines. Par exemple, si deux ou plusieurs FDC sont présentées sur un même graphique, et que $x$

représente le risque, la fonction qui a une probabilité cumulative inférieure aux autres, pour une valeur $x$ donnée, présente un niveau de risque plus élevé puisqu'elle a plus de probabilité restante (à droite de $x$). Lorsque deux FDC ne se croisent pas, cela signifie que le risque d'une des fonctions est toujours supérieur, et ce pour n'importe quel niveau de confiance. La comparaison des variables statistiques est moins claire avec les FDP puisque les fonctions se croisent dans des régions différentes de celles des FDC, et peuvent se croiser même si les FDC ne se croisent pas.

### 6.1.6 Les courbes de Lorenz

Développées par un économiste, Lorenz, en 1905, elles ne sont pas utilisées de façon générale par les évaluateurs de risque. Selon Finkel (1990), elles offrent certains avantages, par rapport aux méthodes précédentes, pour décrire la variabilité du risque. Elles permettent de comparer des distributions de quantités inégales.

### 6.1.7 Sélection d'une méthode et synthèse de l'information

La prise de décision doit être réalisée de façon efficace et juste avec l'ensemble des connaissances sur les probabilités et l'amplitude des erreurs potentielles sur l'estimation (*i.e.* surestimation, sous-estimation). Les évaluateurs doivent fournir aux gestionnaires une information adéquate et souvent synthétisée des incertitudes liées aux paramètres évalués. Selon Finkel (1992), la description des incertitudes peut être compressée mais devrait inclure, lorsque possible, les mesures statistiques suivantes:

1) Les valeurs numériques de la médiane, de la moyenne (X) et du mode de distribution (*e.g.* $\mu$) de la quantité évaluée.
2) Les valeurs de 5ième et 95ième perceptibles de la distribution. Lorsque d'autres perceptibles (*e.g.* le premier et le 99ième) diffèrent de façon importante des autres, ils doivent aussi être rapportés.
3) Le rang centile de la moyenne. Cette importante statistique, rarement utilisée en analyse du risque, peut être utile pour définir des critères et gérer l'incertitude du

risque. La moyenne d'une distribution normale se situe au 50ième centile, mais pour les distributions asymétriques (*e.g.* fonction lognormale), la moyenne peut se situer près du 95ième centile (*e.g.* 78ième centile).

4) Un estimé de l'écart-type (ET) ou du coefficient de variation (ET/X) de la distribution.
5) Une description qualitative de la forme de la distribution, incluant les discontinuités importantes, les asymétries ou comportements multimodes.
6) Une mesure numérique de l'inégalité de la distribution, tel le coefficient G de Gini (0 à 1). Le coefficient de Gini est égal à deux fois la surface entre la courbe de Lorenz et la ligne diagonale de 45°.

## 6.2 L'ÉDÉ ET L'INCERTITUDE

Elle décrit la relation qui existe entre les contaminants et les points finaux écologiques les plus importants. Cette approche, qui peut constituer une étape de l'ÉRÉ, s'est révélée, au cours de la dernière décennie, l'approche la plus utilisée pour évaluer les effets sur des organismes non humains. Elle peut être réalisée séparément à l'ÉRÉ et elle est aussi une méthode d'évaluation écotoxicologique utile pour la prise de décision. Dans le contexte de l'ÉRÉ, l'évaluation du danger se fait par la mesure de la toxicité, principalement à l'aide d'analyses toxicologiques et physico-chimiques, d'une substance ou d'une matrice (*e.g.* sol) pour une ou plusieurs espèces.

L'évaluation des effets constitue une des principales composantes de l'ÉDÉ. Les méthodes utilisées inclues les analyses toxicologiques tel les essais de toxicité et les microcosmes, les méthodes d'évaluation sur le terrain et les modèles d'effet QSAR. L'évaluation des effets et du danger comporte plusieurs types d'incertitudes liées aux modèles mathématiques, aux études empiriques et/ou expérimentales. Cependant, ces incertitudes sont souvent peu considérées ou mal connues.

Les méthodes utilisées pour décrire les incertitudes sont généralement les mêmes que celles utilisées pour les essais. Des facteurs d'incertitude sont aussi utilisés. Les méthodes statistiques utilisées pour calculer les résultats des tests de toxicité permettent de considérer la nature stochastique des réponses mesurées pour différentes espèces ou paramètres de mesure. Aussi, la description des incertitudes se limite aux descripteurs statistiques. De façon générale, la présentation des résultats de l'ÉDÉ intègre les niveaux de probabilités utilisés pour les calculs statistiques (*e.g.* $P \leq 0.05$), des boîtes d'intervalles et/ou des histogrammes (avec ou sans intervalles de confiance).

Un système de cotation et de pondération, basé principalement sur l'expertise des intervenants et sur le jugement professionnel, permet de tenir compte, de façon générale, de certaines incertitudes. Cette approche permet d'apporter une certaine structure et une uniformité dans la comparaison des résultats.

## 6.3 L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ET L'INCERTITUDE

L'évaluation de l'exposition est la détermination de la concentration de l'agent stresseur (chimique, biologique ou physique) dans l'espace et dans le temps à l'interface avec les populations cibles (Gaudet *et al.*, 1994). Cette évaluation implique la mesure ou la prédiction, à l'aide des modèles de transport et de devenir, de l'ampleur, de la fréquence, de la durée et des voies probables d'exposition pour le segment de la population ou de l'écosystème à risque à un agent stresseur présent ou anticipé.

L'évaluation de l'exposition comporte généralement six étapes importantes (évaluation des propriétés des contaminants et sélection des produits chimiques cibles; analyse de la libération des contaminants dans des milieux multiples à l'aide des données de surveillance ou de modélisation; analyse du transport et du devenir des contaminants; analyse des voies d'exposition; quantification de l'exposition des récepteurs aquatiques et terrestres, analyse de l'incertitude). Les sources d'incertitude incluses les incertitudes

relatives aux intrants (variation spatiale et temporelle de l'agent stresseur, des paramètres ou des récepteurs; variation dans la composition, l'ampleur, la fréquence et la durée de la contamination; manque de données sur les paramètres clé; l'incertitude structurale relative au modèle) et l'incertitude relative au scénario (US EPA, 1988; 1991; Gaudet *et al.*, 1994).

Les principales approches utilisées pour quantifier et décrire les incertitudes comprennent les simulations *Monte Carlo*, l'*analyse de la sensibilité*, et l'utilisation de données de surveillance pour la validation des modèles. L'analyse *Monte Carlo* permet d'utiliser des distributions pour les paramètres intrants afin d'évaluer les effets de l'incertitude des variables intrants. Cette incertitude peut toutefois être substantielle. L'analyse des incertitudes des extrants est fonction des hypothèses faites au sujet de l'incertitude des distributions des paramètres intrants. Aussi, certaines données sont requises pour spécifier la distribution des paramètres intrants. Il faut aussi tenir compte de la corrélation entre les paramètres afin de ne pas surestimer le degré d'incertitude. L'analyse de la sensibilité, qualitative ou quantitative, permet d'évaluer le degré d'incertitude associée aux paramètres des équations et de comprendre le comportement du modèle. Les données de surveillance peuvent permettent de réduire les incertitudes lors de la validation du modèle.

## 6.4 LA CARACTÉRISATION DU RISQUE ET L'INCERTITUDE

La caractérisation du risque peut être définie comme étant le processus qui permet d'estimer l'ampleur et la probabilité des effets (Gaudet *et al.*, 1994). Elle constitue l'information synthèse fournie par l'évaluateur au gestionnaire. La caractérisation du risque est le résultat de l'intégration des résultats de l'évaluation de l'exposition, qui donnent une estimation des concentrations des contaminants dans les différents compartiments environnementaux, et des résultats de l'évaluation du danger, qui donnent une estimation des effets pour diverses concentrations. Cette intégration requiert que la

dynamique d'exposition et d'effet soit exprimée en terme de dimensions communes (Suter, 1993). Les effets de l'exposition à un contaminant peuvent être définis par une surface dans une espace à quatre dimensions (concentration de la substance, durée de l'exposition, proportion d'organismes affectée, sévérité des effets).

Le principal objectif de la caractérisation du risque dans une ÉRÉ est de fournir une estimation de l'ampleur et de la probabilité des effets. Les autres éléments de l'ÉRÉ sont intégrés dans la caractérisation du risque. Elle devrait aussi comporter un résumé et une discussion des points forts, des limites et des incertitudes dues aux données et aux modèles sur lesquels sont basées les conclusions.

Les méthodes de caractérisation du risque se divisent en méthodes qualitatives et en méthodes quantitatives. Les méthodes qualitatives ne permettent pas de quantifier l'ampleur ou la probabilité des effets. Elles caractérisent le risque comme étant élevé, modéré ou faible. Les méthodes qualitatives dépendent généralement du jugement professionnel et sont utilisées comme moyen préliminaire pour caractériser des lieux contaminés (Gaudet *et al.*, 1994). Les méthodes quantitatives peuvent aussi se diviser en deux: approches déterministes (*e.g.* méthode des quotients) et approches stochastiques (*e.g.* méthodes d'exposition continue-réponse).

### 6.4.1 Approches déterministes

Les méthodes des quotients demeurent les plus utilisées dans cette catégorie. Il existe plusieurs méthodes des quotients développées par les différentes agences gouvernementales. De façon générale, les méthodes des quotients sont basées sur la concentration dans l'environnement ou valeurs d'exposition estimée (VE), divisée par une valeur de référence (VR). Les VR proviennent de l'évaluation du danger, et peuvent être basées sur des effets aigus ou chroniques, sur une ou plusieurs espèces. Un facteur de sécurité proportionnel à l'incertitude est souvent utilisé pour obtenir la VR. Ces méthodes permettent de vérifier l'absence de risque, sans toutefois caractériser son

ampleur (Chassé *et al.*, 1996). Elles sont plutôt utilisées lors d'évaluations qualitatives puisqu'elles impliquent des catégories (*e.g.* présence/ absence d'un risque).

### 6.4.2 Approches stochastiques

Ces approches sont basées sur des principes statistiques et probabilistes. Aussi, les estimés de risques se présentent généralement sous forme d'écart statistique ou de distribution de probabilité (probabilité de réponse vs concentration). Elles considèrent l'ensemble des relations entre la concentration (ou dose) et au moins une des réponses. Elles permettent ainsi d'intégrer quantitativement à l'estimé de risque la variabilité et l'erreur associées aux paramètres.

Au niveau individuel, ces méthodes fournissent des mesures de l'incertitude sous la forme de limites de prévision sur des relations d'exposition-réponse (Gaudet *et al.*, 1994). Ces intervalles de prévision peuvent être basés sur l'incertitude au sujet des concentrations ou des effets. Toutefois, les intervalles de prévision ne s'appliquent qu'à une gamme limitée d'incertitudes, habituellement celles liées à des extrapolations ou des hypothèses faites dans les étapes antérieures (évaluation de l'exposition et du danger).

À des niveaux supérieurs, ces méthodes tentent de considérer d'autres sources d'incertitudes, en particulier les effets au niveau des communautés ou des écosystèmes. L'approche privilégiée pour analyser l'incertitude dans les modèles de population et de niveaux supérieurs demeure la simulation *Monte Carlo*. Les principales sources d'incertitudes sont déterminées par l'*analyse de sensibilité* qui détermine quels paramètres ont le plus grand effet dans le calcul du risque (US EPA, 1991; Gaudet *et al.*, 1994).

La figure 6.2 illustre la caractérisation du risque d'après des méthodes stochastiques. La distribution des concentrations prévues dans l'environnement (CPE) est superposée sur les courbes de réponse.

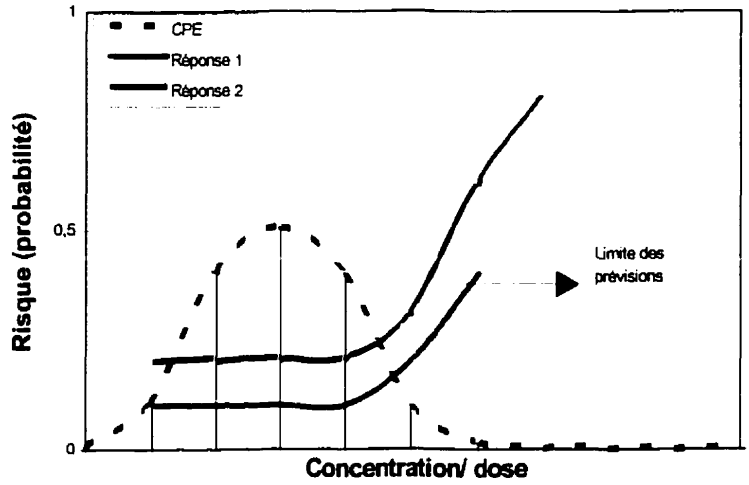



**Figure 6.2. Caractérisation du risque à l'aide de méthodes stochastiques.**

Le principal avantage de ces méthodes est la quantification d'une gamme d'ampleur des effets et de leur incertitude. La prévision est ainsi plus facile à vérifier pour un lieu spécifique que les méthodes des quotients. Le principal inconvénient est que les relations doses-réponses sont moins susceptibles d'être disponibles que des estimations ponctuelles (*e.g.* $CL_{50}$).

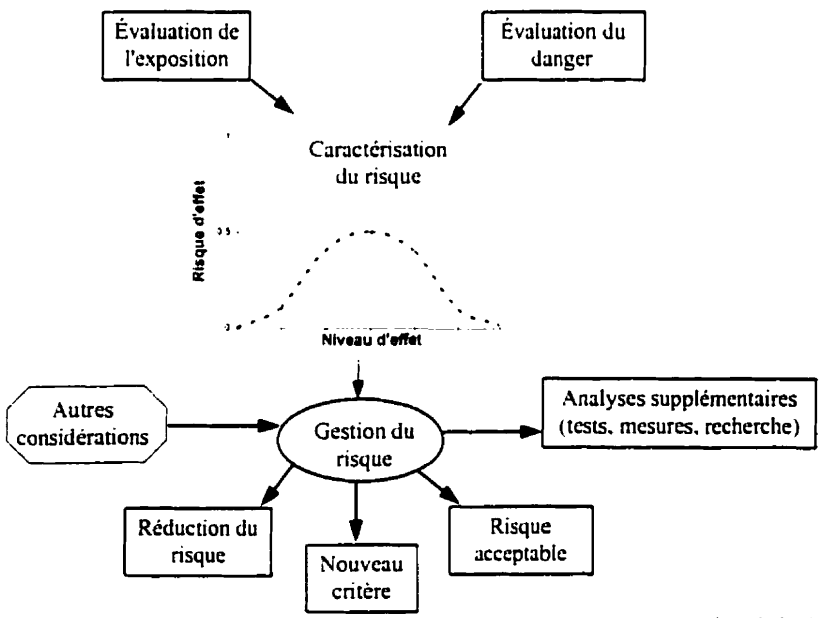
## *6.5 LES EFFETS DE L'INCERTITUDE SUR LA GESTION DU RISQUE*

La gestion du risque est le processus de prise de décision concernant un risque. Ce processus permet généralement de minimiser les risques en considérant d'autres valeurs sociales, politiques, économiques, légales, et de prendre une action face à un risque. La gestion du risque devrait être réalisée indépendamment de l'évaluation. Cependant, l'efficacité de l'évaluation dépend des interactions entre l'évaluateur et le gestionnaire. En principe, l'évaluateur ne participe pas à la prise de décision et le gestionnaire ne participe pas à la réalisation de l'évaluation proprement dite, mais ceux-ci doivent communiquer pour assurer une prise de décision correcte. L'évaluateur doit comprendre les besoins et

intérêts du gestionnaire afin de réaliser l'évaluation et de communiquer les résultats de façon efficace et adéquate.

Les méthodes d'évaluation, les outils écotoxicologiques et les besoins de contrôle environnementaux deviennent de plus en plus complexes, rendant souvant le processus de prise de décision difficile. Les groupes de pression et le public, mieux informé et plus conscient de la nécessité d'agir lors de contamination, jouent aussi une rôle important sur la prise de décision.

La figure 6.3 présente un diagramme simple du processus général de gestion du risque concernant l'acceptabilité d'une situation ou pour l'établissement de nouveaux critères. Selon Suter (1993) et différents intervenants, la présentation idéale des résultats de l'analyse du risque est une fonction reliant la probabilité d'un effet non acceptable sur le paramètre évalué pour un critère ou pour une situation donnée. Toutefois, les gestionnaires ne sont pas tous à l'aise avec les probabilités.




(Adapté de Suter, 1993)

**Figure 6.3. Gestion du risque pour la prise de décision concernant l'acceptabilité d'une situation ou pour l'établissement de nouveaux critères.**

Les effets fondamentaux d'ignorer l'incertitude dans un processus d'évaluation sont l'incapacité de reconnaître ou de faire le lien entre une bonne décision et de bons résultats, et l'incapacité de résoudre la tension entre l'analyse et l'action (Finkel, 1990). Le fossé entre la décision et le résultat illustre le dilemme des incertitudes. Lorsque des décisions sont effectuées en présence d'incertitude, *i.e.* la majorité des cas, un bon résultat peut relever autant de la chance que de la procédure d'évaluation. Ainsi, même si les informations sont suffisantes et adéquates, un gestionnaire peut prendre une décision qui aura des conséquences regrettables.

La tension entre l'analyse et l'action est aussi causée par l'incertitude. Une façon d'augmenter les chances de prendre une bonne décision est de générer des informations additionnelles afin de tenter de réduire les incertitudes. Cependant, même si les incertitudes sont entièrement identifiées avant de débuter l'étude, la pression sur le gestionnaire pour terminer la phase analytique et prendre une décision concrète peut engendrer des contraintes (*e.g.* temps, budget), limiter la quantité et la qualité des informations nécessaire, et par conséquent une tension entre l'analyse et l'action. Cette tension peut quelques fois être résolue si l'incertitude engendre une paralysie suffisante pour nécessiter la poursuite de l'étude.

L'évaluation des incertitudes dans une ÉRÉ peut, si elle n'est pas correctement considérée, affecter la réponse du gestionnaire dans quatre domaines de la gestion du risque: le contrôle, la communication, la priorisation et la recherche (Finkel, 1990).

### 6.5.1 Les effets sur le contrôle du risque

Il peut exister des différences majeures entre une ÉRÉ préliminaire et une ÉRÉ détaillée. La première différence concerne le degré de confiance que le gestionnaire peut avoir dans l'estimé. Dans un contexte de réglementation, d'évaluation de lieux contaminés ou d'établissement de critères généraux ou spécifiques, l'évaluation devrait permettre au gestionnaire de savoir s'il est strict ou pas. Par exemple, une moyenne (arithmétique ou

géométrique) des résultats obtenus lors de l'évaluation peut être plus utile si la distribution de ces dernières est disponible. La moyenne évaluée pourrait mal représenter la population.

La seconde différence est que l'évaluation des incertitudes (*e.g.* distribution de probabilité) permet au gestionnaire de balancer la probabilité d'effet (le risque) et les autres coûts (*e.g.* sociaux, politiques, économiques) d'une estimation plus ou moins conservatrice. Par exemple, une estimation trop conservatrice pourrait entraîner des coûts exorbitants pour l'industrie, en raison des technologies requises pour la décontamination, et par conséquent des actions néfastes au plan social et/ou économique.

### 6.5.2 Les effets sur la communication du risque

La communication des résultats d'une évaluation est souvent considérée comme un problème de second ordre par les scientifiques, mais son importance est désormais reconnue. La communication des résultats sommaires d'une évaluation est beaucoup plus qu'un échange d'informations (*e.g.* dialogue avec le public à propos du type de dommage potentiel, coûts et faisabilité des mesures de contrôle, risque relatif). Ces informations, souvent imprécises ou confuses, prennent généralement la forme de probabilités ou de valeurs incertaines.

Un gestionnaire armé d'une connaissance appropriée des incertitudes est en meilleure position pour expliquer l'état des informations scientifiques au public et obtenir des informations utiles sur les compromis possibles. Plutôt que de simplement rapporter un résultat, de proposer une action ou une décision, le gestionnaire peut souligner sa nature conservatrice ou le risque incertain d'une action nulle. Il peut aussi détailler une partie importante de l'évaluation révélée lors de l'évaluation de l'incertitude. Une bonne compréhension des informations transmises et de la notion d'incertitude de la part du public peut ajouter de la crédibilité à l'évaluation et permettre une meilleure réceptibilité. Il est difficile d'obtenir le support des intervenants pour une action proposée avec un

estimé unique basé sur plusieurs hypothèses, quelques fois peu documentées et incertaines. En reconnaissant qu'une distribution de possibilités peut être difficilement réduite à une mesure sommaire (*e.g.* méthode du quotient) sans faire d'hypothèse sur l'attitude du public face à l'incertitude, le gestionnaire se rapproche des préoccupations et des messages véhiculés lors des rencontres publiques.

### 6.5.3 Les effets sur la priorité du risque

Il existe deux malentendus à propos de l'utilité de l'évaluation du risque pour établir des priorités concernant différentes situations à risque (Finkel, 1990). Le premier est que malgré le fait que les évaluations quantitatives du risque soit imprécises, elles demeurent plus appropriées (ou idéales) pour comparer les différents risques. Quoiqu'une telle comparaison puisse être correcte dans certaines situations, elle peut être complètement non appropriée dans certaines autres. La comparaison de valeurs incertaines est encore plus difficile en raison de l'ambiguïté existante. Par exemple, la comparaison de deux estimés de rang différents (*e.g.* 10 et 100) présuppose que l'incertitude combinée est inférieure à la différence entre ces estimés.

Le second malentendu concerne le rôle du conservatisme. La comparaison de situations à risque peut devenir précaire lorsque le degré de conservatisme est caché dans le processus. Puisque les cas réels sont souvent différents des pires scénarios (worst cases), le conservatisme peut engendrer une mauvaise uniformité des résultats et un biais dans l'interprétation. Par exemple, une hypothèse conservatrice (*e.g.* organismes exposés de façon maximale) peut amener un estimé au-delà du 99ième centile de la vraie distribution de l'incertitude. Les résultats d'une comparaison de cet estimé peuvent être très différents (*e.g.* contraire) si un second estimé ne possède pas le même degré de conservatisme (*e.g.* estimé central). Chaque estimé ayant ses propres incertitudes et une distribution souvent différente, l'évaluation des incertitudes devrait aussi permettre d'obtenir les renseignements utiles pour comparer des estimés de risque différents.

### 6.5.4 Les effets sur la recherche

La tension qui existe entre l'analyse et l'action peut être résolue seulement en considérant les sources et les quantités d'incertitudes. Le gestionnaire doit toutefois établir un équilibre entre la recherche (*i.e.* études, développement, recherche scientifique fondamentale et appliquée) et les coûts, et fournir les fonds nécessaires pour réduire les incertitudes à un niveau acceptable selon une technique plus ou moins élaborée, nommée "value-of-information" (VOI; Finkel, 1990). Par conséquent, le gestionnaire tente de minimiser les coûts liés à l'évaluation et les autres coûts (sociaux, politiques, économiques), nommés "expected opportunity loss" (EOL).

Une incertitude élevée concernant une situation à risque peut entraîner des coûts de recherche élevés. Par contre, une décision prise en présence d'un risque dont l'incertitude est très élevée peut entraîner des coûts sociaux importants. Pour réduire cette incertitude, des études supplémentaires peuvent être commandées. Cependant, puisque cette relation suit généralement une fonction exponentielle et que les budgets ne sont pas illimités, le gestionnaire devra évaluer quelle quantité de recherche est nécessaire (optimum) et prendre une décision avec obligatoirement certaines incertitudes.

# 7. MODÈLE D'AIDE À LA DÉCISION POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE DE SOLS CONTAMINÉS

Le développement d'une ÉRÉ est un processus relativement complexe qui comporte plusieurs types d'incertitudes. Les incertitudes liées aux données ne peuvent pas toutes être analysées de la même façon, et nécessitent l'utilisation de différentes méthodes d'évaluation et de gestion des incertitudes. Le modèle proposé demeure en accord avec les méthodes et pratiques actuellement utilisées en ÉRÉ et intègre l'évaluation et la gestion des incertitudes. Ainsi, le modèle proposé suggère de maintenir les qualités du jugement (*e.g.* déduction, induction), tout en réduisant sa subjectivité. Il préconise, de façon globale, une évaluation séquentielle des incertitudes et l'utilisation de techniques heuristiques, mais intègre des calculs statistiques nécessaires à l'ÉRÉ. Il considère l'incertitude des jugements, individuels et collectifs, spécifiques et globaux sur la base de l'évidence.

L'approche présentée suggère une gestion adéquate des connaissances tout au long du processus d'ÉRÉ. Elle préconise, tel que suggéré par le MEFQ (Chassé *et al.*, 1996, CEAEQ, 1998), un plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ) et un plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI) appliqués à toutes les étapes du processus d'évaluation. Une planification adéquate facilitera l'évaluation des incertitudes et permettra, lorsque possible, de les réduire.

## *7.1 PRÉMODÈLE*

Le modèle proposé considère les informations essentielles et adéquates qui permettent d'obtenir un résultat d'évaluation simple et utile pour la prise de décision. La figure 7.1 illustre le modèle conceptuel pour la gestion des connaissances relatives au système

considéré *i.e.* l'ÉRÉ préliminaire. Celui-ci indique le cheminement des principales informations nécessaires aux jugements, à la conclusion de l'ÉRÉ et à la prise de décision subséquente. La ligne pointillée délimite un sous-ensemble du système considéré qui peut être réitéré. Ainsi, les différentes étapes de l'ÉRÉ sont développées pour chacun des paramètres d'évaluation choisis.

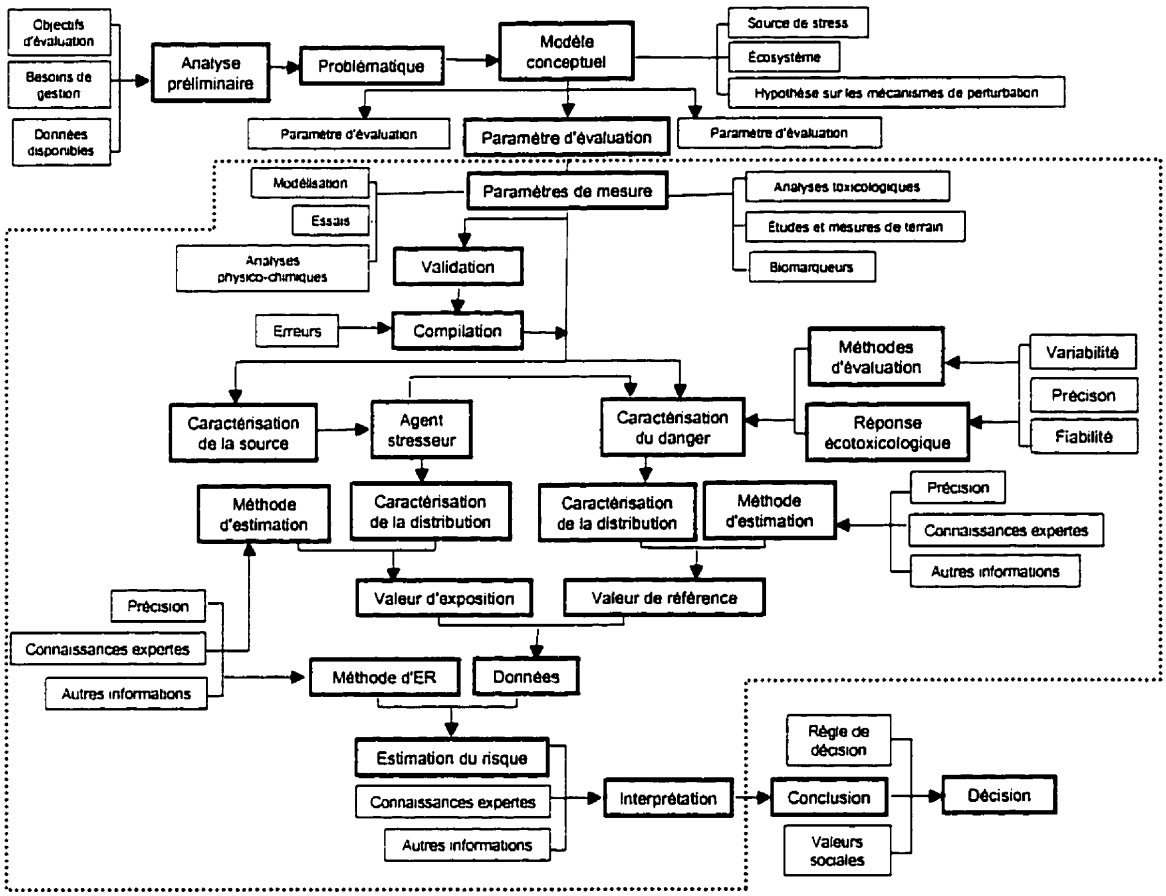



**Figure 7.1. Cheminement des informations nécessaires aux jugements et à la prise de décision en ÉRÉ**

### 7.1.1 Analyse préliminaire

L'analyse préliminaire engendre de nombreuses incertitudes, mais elle permet de préciser les besoins de gestion, la problématique et les objectifs de l'évaluation. Ainsi, les informations relatives au site (données non récentes, erreurs possibles dans les rapports

de caractérisation), notamment pour les concentrations dans l'eau et le sol, sont généralement considérées sur une base qualitative. Si elles sont considérées pour estimer les valeurs d'exposition (VE), l'incertitude relative à ces informations pourra affecter *l'estimation du risque*. Aussi, les données relatives aux propriétés physico-chimiques, compilées lors de l'analyse préliminaire, peuvent varier et affecter la précision des résultats obtenus lors la modélisation du transport du contaminant (si nécessaire), et par conséquent affecter la *caractérisation de la distribution* et les VE. De plus, les données de toxicité provenant de la littérature peuvent être incomplètes. Ces données doivent cependant être suffisantes pour confirmer la présence d'effets (danger) pour les récepteurs (organismes) identifiés sinon elles devront être complétées afin de permettre le calcul d'une valeur des référence (VR). La VR qui est basée sur les données disponibles pourra donc être considérée imprécise. L'incertitude liée à la qualité de certaines données, les contradictions entre les études (*e.g.* effets inverses), l'absence de données pour certains récepteurs (*e.g.* oiseaux) et la variabilité des résultats analytiques (*e.g.* CMEO: 180 à 400 µg/g) affecteront la VR et son incertitude.

### 7.1.2 Développement d'un modèle conceptuel

Le *modèle conceptuel*, qui est une description simplifiée de la situation à l'étude, résulte d'une analyse logique en terme de contamination et de récepteurs écologiques. Cette analyse est basée sur les informations disponibles et, par conséquent, est liée au niveau de connaissance du problème. L'incertitude concernant la source du stress (importance et identité; interactions avec d'autres contaminants), son devenir dans l'environnement (mobilité et transformation varient selon des conditions spécifiques) et ses effets (nature, *e.g.* effet chronique; ampleur) pour les récepteurs écologiques (identité, *e.g.* invertébrés; sensibilité) peut être relativement élevée. Par exemple, les modèles de transport/transformation des contaminants et d'exposition utilisés comme outils pour l'élaboration du modèle conceptuel comporte eux-mêmes des incertitudes associées, entre autre, à la conception, aux paramètres, aux erreurs et à la validité du modèle. Cela

conduit à la formulation d'hypothèses explicites, mais générales et imprécises, sur les mécanismes de perturbations potentielles.

### 7.1.3 Paramètre d'évaluation et de mesure

Les *paramètres d'évaluation* sont choisis pour répondre aux hypothèses de perturbations générées par le modèle conceptuel. Le choix des paramètres d'évaluation est déterminant pour la conclusion de l'ÉRÉ puisqu'un estimé de risque (ER) est calculé pour chacun de ces paramètres. Le choix de paramètres concernant les effets directs permet de vérifier le risque pour les récepteurs associés. Cependant, le risque relatif à un paramètre spécifique (*e.g.* effets indirects pour les communautés terrestres) pourrait être élevé, mais ne pas être estimé parce que le récepteur et le paramètre d'évaluation correspondant n'ont pas été considérés. De plus, puisque le choix d'un paramètre est basé sur un jugement, il est possible qu'il ne correspond pas exactement aux hypothèses et à la problématique. Cette incertitude sera véhiculée tout au long de l'ÉRÉ, mais devrait être considérée lors de l'interprétation.

Les *paramètres de mesure* qui servent à décrire un ou plusieurs éléments d'un paramètre d'évaluation (*e.g.* toxicité pour les plantes) ne correspondent généralement pas directement au paramètre d'évaluation. Les outils de relation (*e.g.* facteur d'extrapolation, de sécurité ou d'incertitude, équation) peuvent être utilisés pour relier les informations générées par les paramètres de mesure au paramètre d'évaluation. Il existe cependant des incertitudes associées à l'utilisation de ces outils, surtout si la relation n'a pas été clairement établie. Ces incertitudes sont transmises aux étapes subséquentes et pourront être discutées et considérées lors de l'interprétation de l'ER. L'utilisation de facteurs de sécurité ou d'incertitude peut augmenter le niveau de protection, mais ne diminue pas l'incertitude relative aux données.

L'incertitude peut être modifiée par la qualité et la quantité des données, et par la méthode d'estimation des VR. Par exemple, lorsque le nombre de données est faible (*i.e.*

<10), le ORNL ("Oak Ridge National Laboratory") propose d'utiliser la CMEO minimale, sinon une méthode statistique (10e centile de distribution des effets) est utilisée. Lorsque la VR est basée sur une $CL_{50}$, la donnée est divisée par un facteur de sécurité de 5 (facteur arbitraire basé sur le jugement des auteurs). Une autre méthode en développement propose d'utiliser les données disponibles, des estimateurs (*e.g.* CMEO minimale) et des facteurs de sécurité variant selon la qualité et le quantité de données (Lafortune *et al.*, 1998).

### 7.1.4 Validation et compilation

La validation permet de contrôler la qualité des données et de diminuer l'incertitude (erreurs systématiques) s'y rattachant. Selon le type de validation (*e.g.* aléatoire), il est cependant possible que malgré une réduction réelle de l'incertitude, la perception de la fiabilité des données soit modifiée. La compilation des données peut entraîner aussi des erreurs systématiques. S'il est pratiquement impossible d'éliminer ces dernières, il est possible de les réduire par un contrôle des éléments du rapport d'évaluation. De plus, la perception de la fiabilité des données peut altérer celle de la valeur de l'ER.

### 7.1.5 Caractérisation de la source

Cette étape implique principalement d'utiliser des méthodes d'analyse déjà sélectionnées (*paramètres de mesure*). L'incertitude associées aux données de caractérisation peut provenir des erreurs systématiques (*e.g.* erreurs analytiques), notamment si elles n'ont pas été validées, mais également des erreurs non systématiques telles que la variabilité, la fiabilité et la précision inhérente aux méthodes d'analyse et à l'échantillonnage. Pour certains contaminants dont les propriétés rendent la contamination très hétérogène, la méthode d'échantillonnage pourrait avoir une influence majeure sur le résultat de l'évaluation et sur l'incertitude globale. L'incertitude générée à cette étape sera véhiculée tout au long de l'ÉRÉ, mais devrait être considérée surtout lors de l'interprétation. L'utilisation de certaines méthodes de calcul de la VE pourrait modifier l'importance de

cette incertitude. Par exemple, une valeur maximale imprécise et douteuse pourra difficilement être sélectionnée comme VE, et ne sera probablement pas considérée tandis que l'utilisation d'une méthode stochastique comme le centile de distribution permettra de tolérer une valeur maximale incertaine.

### 7.1.6 Valeur d'exposition

Elle est déterminée sur la base des valeurs provenant de la *caractérisation de la source* via la détermination de la *caractérisation de la distribution* des données de concentration environnementales. L'incertitude associée à ces données est par conséquent transmise à cette étape. Cependant, la méthode d'estimation peut certainement influencer davantage la VE. Le choix de la méthode est lié aux connaissances des évaluateurs et la précision varie selon la méthode. Par conséquent, l'incertitude varie selon la méthode utilisée. Les méthodes utilisant les centiles de distribution ou les intervalles de confiance statistiques, qui sont acceptées par la communauté scientifique, permettent de considérer la variabilité statistique associée aux données.

### 7.1.7 Caractérisation du danger

De façon similaire à la caractérisation de la source, cette étape implique principalement d'utiliser des méthodes d'analyse déjà sélectionnées (*paramètres de mesure*). L'incertitude associée aux données utilisées peut provenir des erreurs systématiques (*e.g.* erreurs analytiques), mais aussi des erreurs non systématiques telles que la variabilité, la fiabilité et la précision inhérente aux méthodes d'analyse toxicologiques. Cette incertitude sera véhiculée tout au long de l'ÉRÉ, mais devrait être considérée surtout lors de l'interprétation. L'utilisation de certaines méthodes de calcul de la VR pourrait modifier cette incertitude. Par exemple, une valeur minimale imprécise et douteuse pourra difficilement être sélectionnée comme VR et ne sera probablement pas considérée tandis que l'utilisation d'une méthode stochastique comme le centile de distribution permettra de tolérer une valeur minimale incertaine.

### 7.1.8 Valeur de référence

Elle est généralement déterminée en ÉRÉ préliminaire, sur la base des données provenant de la littérature via la détermination de la *caractérisation de la distribution* des données de toxicité. L'incertitude associée à ces données est transmise à cette étape. Cependant. la méthode d'estimation peut influencer davantage la VR. Le choix de la méthode est lié aux connaissances des évaluateurs et la précision varie selon la méthode. Par conséquent, l'incertitude varie selon la méthode utilisée. Les méthodes utilisant les centiles de distribution ou les intervalles de confiance statistiques, qui sont acceptées par la communauté scientifique, permettent de considérer la variabilité statistique associée aux données.

### 7.1.9 Estimation du risque

Elle comporte des incertitudes relatives aux VE, aux VR, ainsi qu'à la *méthode d'estimation du risque.* La méthode du quotient est généralement utilisée en ÉRÉ préliminaire et les incertitudes relatives aux données utilisées (erreurs systématiques variabilité) et aux choix effectués sont incluses dans la valeur numérique de l'ER.

### 7.1.10 Interprétation

L'interprétation du risque relatif à chaque paramètre d'évaluation se fait sur la base d'une analyse de l'incertitude inhérente à l'évaluation. Cependant, cette interprétation basée sur les connaissances et les informations recueillies, comporte elle-même des incertitudes. En ÉRÉ préliminaire, un indice de risque (IR= VE/ VR) inférieur ou égal à 1 réfère à une absence de risque. Un quotient supérieur à 1 indique la présence possible d'un risque et une évaluation détaillée (ÉRÉ quantitative) peut être requise. Dans certains cas, lors de la discussion et de l'interprétation de l'ER, l'incertitude relative à certains segments (*e.g.* qualité des données, choix des paramètres) ou à l'ensemble de l'évaluation peut quant même justifier, dans des cas limites (*e.g.* 0.9), la réalisation d'une ÉRÉ détaillée.

### 7.1.11 Conclusion

Un jugement global doit être porté sur chaque hypothèse évaluée en fonction de l'ensemble des résultats obtenus pour les paramètres d'évaluation s'y rapportant. L'incertitude provenant de l'ER et de son interprétation influencera les conclusions de l'évaluateur. Ainsi, dans les cas où l'incertitude est élevée et que l'IR est près de 1.0, les conclusions seront floues. En pratique, cette zone grise est peu fréquente.

L'ensemble de l'évaluation est résumé afin de tirer les conclusions relatives à la règle de décision et au respect des niveaux de précision préalablement définis. Même si les règles sont claires, un niveau important d'incertitude peut engendrer une interprétation qui modifie la signification de l'ER. Par exemple, l'obtention d'un IR légèrement plus élevé que 1.0 avec des données toxicologiques considérées faibles par l'évaluateur (*e.g.* valeur minimale marginale) et/ou peu représentatives (*e.g.* espèce non présente sur le site) pourrait amener à ne pas considérer ce risque comme significatif. Le jugement de l'évaluateur ou son incapacité à tirer des conclusions relativement claires peut donc changer la portée de l'évaluation.

À cette étape, des recommandations sont formulées quant aux actions qui devraient suivre l'évaluation. Il s'agit de recommander, avec justification, à l'appui, si une ÉRÉ détaillée est nécessaire. De la même façon, les recommandations sont tributaires de l'ER et de son incertitude. Si l'évaluateur conclut à une absence de risque, un usage avec ou sans restriction peut être recommandé. Par contre, une ÉRÉ détaillée, qui porte sur les segments les plus incertains évalués lors de l'ÉRÉ préliminaire, peut être recommandée lorsqu'un ER est considéré positif ou douteux.

## 7.2 LA GESTION DES CONNAISSANCES EN ÉRÉ

Le système que constitue l'ÉRÉ doit considérer et gérer des connaissances imparfaites et imprécises, sur une base logique. Une approche consiste à gérer ces connaissances sur la base du jugement. Ces jugements pourraient provenir d'évaluateurs experts ou non-experts (incluant les systèmes informatiques). Ainsi, pour chacune des étapes de l'ÉRÉ où un jugement est requis, une mesure de l'incertitude relative peut être attribuée sur la base de l'expérience de l'évaluateur ou du système. L'information peut être représentée, de façon simple, selon l'approche du poids de l'évidence. Cette méthode possède l'avantage de gérer les incertitudes de façon globale en considérant les informations disponibles et pertinentes, et permet de réduire les aspects subjectifs liés aux préférences, à la disponibilité, à la similarité des informations et aux connaissances spécifiques. Elle permet aussi de considérer d'autres méthodes d'évaluation des incertitudes (*e.g.* méthodes stochastiques) et l'importance de l'information pour l'expert. Dans certains cas, le système doit considérer l'ensemble des jugements des experts.

### 7.2.1 Le jugement et l'incertitude

De façon générale, le jugement en ÉRÉ peut être représenté par une proposition de la forme "$P \subset J\ [u]$", où $\boldsymbol{P}$ est la prémisse, (*i.e.* le sujet ou l'information ), $\boldsymbol{J}$ le jugement (*i.e.* le terme prédit ou la conclusion), $\subset$ est la relation de succession entre les deux termes (réflexion et transition qui signifie "alors"), et $\boldsymbol{u}$ la mesure de l'incertitude du jugement. Une proposition est "vraie" si et seulement si les deux termes ($P$ et $J$) ont une relation véritable dans le domaine considéré. Aussi, des règles d'inférence valides, *i.e.* des règles qui produisent des conclusions vraies à partir de prémisses vraies, doivent être définies.

La "vraie valeur" d'un jugement indique le degré avec lequel le jugement est supporté par l'expérience du système. Puisque le système considère des jugements fondés sur l'expérience, l'incertitude est représentée, après évaluation, par le poids (positif ou

négatif) de ces évidences. Si le système utilise une information $M$ tel que $M$ est une sorte de P et aussi une sorte de J, ou que P et J ont la propriété de $M$, $M$ est considéré comme une évidence positive pour le jugement "$P \subset J$". Par conséquent, l'incertitude du jugement peut être représentée par une paire de *poids* $\{w^+, w^-\}$, où $w^+$ est le poids global d'une évidence positive, $w^-$ le poids globale d'une évidence négative, et $w$, le poids de toutes les évidences, est égal à $w^+ + w^-$ (où $w \geq w^+ \geq 0$). Cette paire de poids peut aussi être représentée, à l'aide d'une mesure numérique relative dans l'intervalle [0, 1], par une paire de ratio $\langle f, c \rangle$ tel que:

$$f = w^+ / w \qquad (1)$$

et

$$c = w/(w+1) \qquad (2)$$

où $f$ est la fréquence (proportion) d'une évidence positive parmi toutes évidences pertinentes, et $c$, une fonction du poids total d'une évidence, est la confiance du jugement. Donc, plus on obtient d'évidences, plus la confiance est élevée, ce qui ne veut pas nécessairement dire que le jugement représente la vérité. La figure 7.2 présente le schéma relationnel entre différents jugements. Ces jugements sont fonction de la fréquence $f$ de l'évidence et de la confiance $c$.

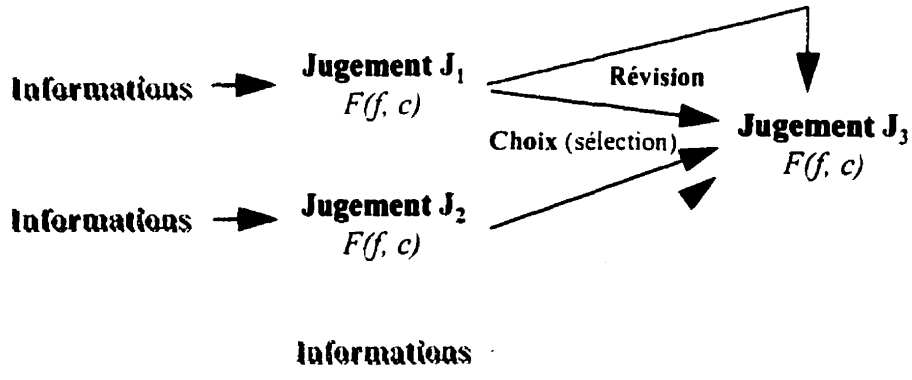



**Figure 7.2. Jugements en présence d'incertitudes**

### 7.2.2 Les règles d'inférence

Le modèle considère deux types de règles d'inférence: le premier type pour la dérivation de nouveaux jugements (*e.g.* déduction, induction, abduction), et le second pour la gestion des jugements conflictuels (*e.g.* sélection, révision). Le premier type est couramment utilisé lorsque deux jugements partagent un terme commun. Ces jugements peuvent alors être utilisés comme prémisses pour inférer une relation entre les deux autres. Par exemple, de "M⊂P $\langle f_1, c_1 \rangle$" et "S⊂M $\langle f_2, c_2 \rangle$" on peut obtenir "S⊂P $\langle f_3, c_3 \rangle$" (déduction). D'un autre côté, des jugements conflictuels surviennent lorsque ces jugements ont une relation "S⊂P" similaire, mais qu'ils sont basés sur des évidences différentes. Alors les incertitudes reliées à cette relation peuvent être différentes. Ce type de conflit est normal en ÉRÉ, puisqu'en présence de connaissances insuffisantes, il est toujours possible que de nouvelles connaissances entrent en conflit avec celles existantes dans le système. Même en l'absence de nouvelles évidences, des jugements conflictuels peuvent coexister. Les principales règles d'inférence pour les jugements peuvent être représentées par des fonctions "vraie valeur" mathématiques (Wang, 1994). Ces fonctions sont présentées en terme de fréquence $f$ et de confiance $c$ ($c=w/(w+1)$) au tableau 7.1.

Par exemple, le système peut utiliser les jugements suivants dont l'incertitude est exprimée en terme de "$\langle f, c \rangle$":

($J_1$) *concentration $x_1$ du contaminant $y$ ⊂ effet (invertébrés)* $\langle 1, 0.80 \rangle$

($J_2$) *niveau d'exposition $z_1$ ⊂ concentration $x_1$ du contaminant $y$* $\langle 1, 0.80 \rangle$

($J_3$) *concentration $x_1$ du contaminant $y$ ⊂ effet (faune)* $\langle 1, 0.80 \rangle$

($J_4$) *concentration $x_2$ du contaminant $y$ ⊂ effet (invertébrés)* $\langle 1, 0.80 \rangle$

($J_5$) *concentration $x_2$ du contaminant $y$ ⊂ effet (faune)* $\langle 1, 0.80 \rangle$

($J_6$) *niveau d'exposition $z_1$ ⊂ effet (faune)* $\langle 0, 0.80 \rangle$

**Tableau 7.1. Fonctions définies pour les différentes règles d'inférence.**

| Règle | Fréquence ($f$) | Confiance ($c$) | |
|---|---|---|---|
| Révision | $\dfrac{c_1 / i_1 f_1 + c_2 / i_2 f_2}{c_1 / i_1 + c_2 / i_2}$ | $\dfrac{c_1 / i_1 + c_2 / i_2}{c_1 / i_1 + c_2 / i_2 + 1}$ | (3) |
| Déduction | $\dfrac{f_1 f_2}{f_1 + f_2 - f_1 f_2}$ | $(f_1 + f_2 - f_1 f_2)\, c_1\, c_2$ | (4) |
| Induction | $f_1$ | $\dfrac{f_2\, c_1\, c_2}{f_1\, c_1\, c_2 + k}$ | (5) |
| Abduction | $f_2$ | $\dfrac{f_1\, c_1\, c_2}{f_2\, c_1\, c_2 + k}$ | (6) |
| Conversion | 1 | $\dfrac{f_0 f_0}{f_0 c_0 + k}$ | (7) |

Adapté de Wang (1994)
$f$: fréquence ($f=w^+/w$) du jugement P lorsque S⊂P ; $f_0$: fréquence du jugement S lorsque P⊂S et P=S⊂S ⟨1, 1⟩; $f_1$: fréquence du jugement P lorsque M⊂P; $f_2$: fréquence du jugement M lorsque S⊂M; $c$:confiance ($c=w/(w+1)$) du jugement P lorsque S⊂ ; $i=1-c_0$: confiance du jugement S lorsque P⊂S et P=S⊂S ⟨1, 1⟩; $c_1$: confiance du jugement P lorsque M⊂P; $c_2$: confiance du jugement M lorsque S⊂M; $k$: constante.

De $J_1$ et $J_2$, le système obtient par déduction:

($J_7$) *niveau d'exposition* $z_1$ ⊂ *effet (invertébrés)* ⟨1, 0.64⟩

Cela signifie, que selon toutes les évidences disponibles, le niveau d'exposition $z_1$ peut engendrer un effet pour les plantes. Cependant, la confiance dans cette conclusion est inférieure aux prémisses. De façon générale, les inférences syllogistiques (*i.e.* déduction, induction, abduction) engendrent une perte de confiance, de telle sorte que la confiance dans le jugement est toujours inférieure au jugement précédent.

De $J_1$ et $J_3$, le système obtient par induction:

($J_8$) *effet (invertébrés)* ⊂ *effet (faune)* ⟨1, 0.39⟩

Le jugement est "oui", mais la confiance est très faible par rapport à la déduction précédente. Cependant de $J_4$ et $J_5$, le système obtient un autre jugement inductif:

($J_9$) *effet (invertébrés)* $\subset$ *effet (faune)* $\langle 1, 0.39 \rangle$

Les jugements $J_8$ et $J_9$ semblent identiques, mais ils sont supportés par des évidences différentes. Le système peut utiliser la règle de révision et obtenir:

($J_{10}$) *effet (invertébrés)* $\subset$ *effet (faune)* $\langle 1, 0.56 \rangle$

La fréquence reste inchangée mais la confiance augmente considérant l'accumulation d'évidence. Cependant, le système obtiendra aussi une évidence négative par induction de $J_6$ et $J_7$:

($J_{11}$) *effet (invertébrés)* $\subset$ *effet (faune)* $\langle 0, 0.39 \rangle$

Ce jugement ($J_{11}$) est en conflit avec $J_{10}$. En utilisant la règle de révision, le système obtient:

($J_{12}$) *effet (invertébrés)* $\subset$ *effet (faune)* $\langle 0.66, 0.66 \rangle$

Ce dernier jugement peut signifier que s'il y a des effets sur les invertébrés, il peut y avoir des effets sur l'ensemble de la faune. Cette fréquence (0.66) s'apparente au degré d'appartenance utilisé dans la théorie de la logique floue. De façon générale, la révision fait un compromis entre la fréquence des évidences des prémisses et une augmentation de la confiance du jugement.

Lorsqu'un choix doit être fait entre deux jugements conflictuels, l'évidence $e$ et sa *confiance* $c$ sont définies par:

$$e = c(f - 0.5) + 0.5 \qquad (8)$$

$$c = (e - 0.5) / (f - 0.5) \qquad (\text{lorsque } f \neq 0.5)$$

Ainsi, lorsque $c$=1, il y a une évidence totale, *i.e.* que le système est absolument sûr du jugement et $e$=$f$. Lorsque $c$=0, l'évidence est nulle et $e$=0.5, ce qui représente le point de "non-préférence". Il est impossible de calculer la contribution exacte de chaque jugement et de soustraire leur portion commune puisque l'expérience enregistrée dans le système pour chacun des jugements est pratiquement incomplète. L'enregistrement complet de

l'expérience associé à chacun des jugements rendrait le modèle complexe et nécessiterait des ressources infinies (espace mémoire, temps de compilation). D'ailleurs, l'être humain ne peut se souvenir de toutes les évidences qui supportent chacun de ses jugements. Par logique, la règle utilisée pour choisir le jugement approprié a été simplifiée: le jugement ayant le niveau de confiance le plus élevé (peu importe la fréquence de son évidence) est choisi par le système. Par exemple, si le système utilise les jugements suivants dont l'incertitude est exprimée en terme de "$\langle f, c \rangle$":

($J_1$) *concentration du contaminant y estimée* $\subset x_1 \langle 1, 0.90 \rangle$

($J_2$) *concentration du contaminant y estimée* $\subset x_2 \langle 1, 0.80 \rangle$

Le jugement choisi sera $J_1$ ($e$=0.95; $c$= 0.90) et $J_2$ sera rejeté ($e$=0.90; $c$= 0.8).

### 7.2.3 Évaluateurs multiples (experts et non-experts)

Le jugement d'un seul expert peut être insuffisant pour certaines problématiques, notamment lorsque les répercussions environnementales, sociales et/ou politiques sont d'une importance particulière pour le gestionnaire. La consultation de plusieurs experts est une pratique répandue dans les domaines de l'évaluation du risque (toxicologie, écologie, ingénierie). De plus, il arrive fréquemment que plusieurs experts soit impliqués dans le même projet. Le résultat de l'évaluation est souvent le fruit d'un consensus, masquant ainsi certains jugements marginaux. Dans certains cas, un désaccord important entre les évaluateurs est documenté, alourdissant ainsi le rapport d'évaluation. Conséquemment, le résultat de l'évaluation peut être confus et difficile à interpréter pour le gestionnaire. Même si cette situation doit être évitée, les divergences d'opinion doivent être considérées dans le modèle d'aide à la décision.

Tel que discuté par Morgan et Henrion (1990), les jugements experts et non-experts peuvent être, dans certains cas, semblables. Le modèle proposé permet donc d'insérer certains jugements non-experts pertinents (*e.g.* individus concernés, groupes de pression) dans certains segments de l'évaluation. Toutefois, les règles utilisées peuvent engendrer

un biais et favoriser l'un ou l'autre des deux groupes. L'utilisation de jugements experts seuls est donc recommandée. L'usage de jugements experts vs non-experts ainsi que leur proportion optimale, devront être déterminés et validés par des études comparatives afin d'éviter un biais du résultat. L'utilisation des modèles Bayesiens traditionnels, comme outils d'aide à la décision pour décrire l'incertitude et l'ambiguïté des jugements, comporte certains problèmes puisque les probabilités d'un événement futur ne sont pas toujours connues. Même si des informations statistiques sont disponibles, le jugement heuristique ou certaines circonstances futures rendent l'utilisation des probabilités généralement non adéquates.

La théorie des ensembles flous offre une alternative à l'approche traditionnelle et permet d'estimer des probabilités en l'absence d'informations sur les fréquences relatives. La théorie des probabilités floues élimine le besoin de connaître, *a priori*, la nature exacte de la distribution de probabilité des jugements. La méthodologie présentée est basée sur la logique floue avec une emphase particulière sur les fonctions de confiance, les principes d'extension et les distributions de probabilités floues (Zadeh, 1975; Zadeh, 1978; Dubois et Prade, 1980; Zebda, 1984; Strat, 1990; Shipley *et al.*, 1996).

#### *7.2.3.1 Distributions floues de jugements experts et non-experts*

Un ensemble flou $P$ dont les éléments sont dans l'intervalle [0, 1] peut être exprimé comme une distribution floue. Considérons un ensemble de $n$ probabilités floues chacun ayant $r$ éléments, *i.e.*,

$$P_i = \sum_{j=1}^{r} a_{ij}/P_{ij} \qquad i = 1,2, ..., n. \tag{9}$$

où $a_{ij}$ correspond au degré de confiance qu'une valeur $P_i$ soit $P_{ij}$. Dans ce cas, ($p_1$, $p_2$, ..., $p_n$) constitue une distribution de probabilités floues finie si et seulement si il y a $n$ probabilités floues $P_{ij}$ ($i$ = 1,2, ..., $n$) de tel sorte que $\sum^{n}_{i=1} P_{ij} = 1$.

Afin de qualifier une distribution de probabilité floue finie, chacune des probabilités floues dans une distribution doit avoir le même nombre d'éléments (certains $a$ peuvent être 0), et ces éléments doivent être ordonnés de façon à ce que leur somme soit égale à un (1). Ainsi, les ensembles d'éléments dans chacune des $r$ positions des ensembles de probabilités floues ordonnés doivent constituer une probabilité statistique finie (Shipley *et al.*, 1996).

Il faut noter que le degré d'appartenance des éléments est arbitraire (lorsque $P_i > 0$) et ne détermine pas si la séquence d'un ensemble flou ordonné constitue ou non une distribution de probabilités flous.

#### 7.2.3.1.1 Application

Considérons pour chacune des activités nécessitant un jugement $J_i$, l'évidence $f_{ki}$ ($k$ = 1, 2, 3) que la valeur calculée soit correcte selon trois approches différentes: conservatrice ($f_{1i}$), réaliste ($f_{2i}$), et optimiste ($f_{3i}$). Ainsi, la fréquence, $f_{Ji}$, d'une évidence est donnée par:

$$f_{Ji} = \sum_k F_{ki} / f_{ki} \text{ pour tous } J_i, \text{ où } F_{ki} = 1 \ (i = 1,2,3, ...,m \text{ et } k = 1, 2, 3) \qquad (10)$$

La probabilité floue, $Q_{Jik}$, pour chaque $J_i$ en termes de $f_{Ji}$ peut être définie par:

$$Q_{Jik} = \sum c_{kij} / a_{kij} \text{ pour tout } f_{ki} \qquad (11)$$

où chaque $c_{kij}$ représente la *confiance* dans la probabilité $a_{kij}$, donnée par un des évaluateurs et que la valeur calculée pour chaque activité $J_i$ puisse être représentée par l'évidence donnée par $f_{ki}$. ($k$ = 1,2,3; $i$ = 1,2, ...,$m$ et $j$ = 1, 2, ..., $n$).

Considérons aussi tout $a_{kij}$ tel que $\sum_{k \in H} a_{kijk} = 1.00$ pour une série k d'un ensemble $H$. Une valeur 0 est assignée ($a_{kij}$ =0) automatiquement pour $k \notin H$. (12)

Les évidences pondérées peuvent être calculées avec:

$$b_{il} = \sum_k a_{kijk} f_{ki}, \quad \text{si} \sum_k a_{kijk} = 1 \tag{13}$$

autrement $b_{il} = 0$.

($k$ = 1,2,3) et $p$ = nombre distinct de $\sum a_{kijk} = 1$, $1 \leq l \leq p$.

1) Considérons trois activités nécessitant chacune un jugement ($J_1$, $J_2$, $J_3$) et les évidences $f$ selon trois approches différentes (conservatrice, réaliste, optimiste) et que la valeur calculée soit correcte ($f1i$, $f2i$, $f3i$; $i$ = 1, 2, 3,). Considérons aussi la confiance $c$ de chacun des évaluateurs pour chacune des évidences données ($c_{ki} = c_{1i}, c_{2i}, c_{3i}$; $i$ = 1, 2, 3,). Les valeurs de fréquence $f$ des évidences selon l'approche et l'évaluateur sont résumées au tableau 7.2.

**Tableau 7.2. Exemple d'application d'une distribution de jugements flous.**

| Activité | Évidence $f$ | Probabilité floue ($c/a$) | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Conservateur | Réaliste | Optimiste |
| $A_1$ | C: 0.60 | 0.90/1.00 | 0.90/0.75 | 0.90/0.50 |
| | R: 0.75 | 0.90/0.75 | 0.90/1.00 | 0.90/0.75 |
| | O: 0.90 | 0.90/0.50 | 0.90/0.75 | 0.90/1.00 |
| $A_2$ | C: 0.70 | 0.90/1.00 | 0.90/0.75 | 0.90/0.50 |
| | R: 0.80 | 0.90/0.75 | 0.90/1.00 | 0.90/0.75 |
| | O: 0.90 | 0.90/0.50 | 0.90/0.75 | 0.90/1.00 |
| $A_3$ | C: 0.50 | 0.90/1.00 | 0.90/0.75 | 0.90/0.50 |
| | R: 0.75 | 0.90/0.75 | 0.90/1.00 | 0.90/0.75 |
| | O: 0.80 | 0.90/0.50 | 0.90/0.75 | 0.90/1.00 |

C: approche conservatrice; R: approche réaliste; O: approche optimiste

Ainsi, pour l'activité $J_1$, l'évaluateur conservateur a une confiance élevée ($c$=0.90) que la probabilité ($a$) d'une évidence (que la valeur estimée soit correcte) faible ($f$=0.60) soit élevée ($a$=1). De la même façon, cet évaluateur a aussi une confiance élevée ($c$=0.90) que la probabilité d'une évidence élevée ($f$=0.90) soit faible ($a$=0.50). À l'inverse, un évaluateur optimiste a une confiance élevée ($c$=0.90) que la probabilité d'une évidence élevée ($f$=0.90) soit élevée ($a$=1).

2) Pour l'activité $J_1$, l'évidence que la valeur calculée soit correcte est donnée, selon l'équation (11), par les probabilités floues suivantes:

$QJ_1^1 = 0.90/1 + 0.90/0.75 + 0.90/0.5$ pour $f_{11} = 0.60$
$QJ_1^2 = 0.90/0.75 + 0.90/1 + 0.90/0.75$ pour $f_{21} = 0.75$
$QJ_1^3 = 0.90/0.50 + 0.90/0.75 + 0.90/1$ pour $f_{31} = 0.90$

Ici, $f_{J1} = 1/0.60 + 1/0.75 + 1/0.9$

Dans ce cas, la confiance ($c$) et les probabilités ($a$) correspondantes sont respectivement:

| | | |
|---|---|---|
| $c_{111}$=0.90 | $c_{111}$=0.90 | $c_{111}$=0.90 |
| $c_{211}$=0.90 | $c_{212}$=0.90 | $c_{212}$=0.90 |
| $c_{311}$=0.90 | $c_{313}$=0.90 | $c_{313}$=0.90 |
| $a_{111}$=1 | $a_{111}$=0.75 | $a_{111}$=0.5 |
| $a_{211}$=0.75 | $a_{212}$=1 | $a_{212}$=0.75 |
| $a_{311}$=0.5 | $a_{313}$=0.75 | $a_{313}$=1 |

3) Dans ce cas, selon l'équation (12), toutes les probabilités ($a$) relatives aux évidences des valeurs estimées dont la combinaison est égale à 1 sont considérées.

$a_{111} = 1.0$
$a_{212} = 1.0$
$a_{313} = 1.0$
$a_{3111} + a_{1112} = 0.5 + 0.5 = 1.0$

4) Suivant l'équation (12), les mesures pondérées des évidences de chacune des valeurs considérées sont données par:

$b_{11} = 1.0(0.60) = 0.60$
$b_{12} = 1.0(0.75) = 0.75$
$b_{13} = 1.0(0.90) = 0.90$
$b_{14} = 0.50(0.90) + 0.50(60) = 0.75$

### *7.2.3.2 Valeur floue attendue*

Soit une distribution de probabilités floues ($p_1$, $p_2$, ..., $p_n$) et leurs valeurs floues correspondantes ($v_1$, $v_2$, ..., $v_n$) où:

$$v_i = \sum_{k=1}^{S_i} b_{ik}/v_{ik} \qquad i = 1, 2, ..., n. \tag{14}$$

Le nombre d'éléments ($S$) dans un ensemble flou $v$ n'est pas nécessairement le même pour tous les indices. La valeur attendue d'une variable aléatoire floue $V$ prenant des valeurs floues ($v_1$, $v_2$, ..., $v_n$) avec une distribution de probabilités floues $P$ ($p_1$, $p_2$, ..., $p_n$) est donnée par:

$$E(V) = \sum_{i=1}^{n} v_i p_i = \sum_{S}^{r} \{\max \min(a_{ij}, ..., a_{nj}, b_{ik(1)}, ..., b_{nk(n)}) \Big/ \sum_{i=1}^{n} p_{ij}\, v_{ik(i)}\} \qquad (15)$$

où $\quad S = \{(k_1, ..., k_n): 1 \leq k_i \leq S_i, \quad i = 1, 2, ..., n\}$.

L'équation (15) signifie que la valeur floue attendue est la compilation des $\sum_{i=1,...,n} p_{ij}\, v_{ik(i)}$ possibles si l'on considère que l'adhésion de ces valeurs est le maximum des valeurs $\min\{a_{ij}, b_{lr}\}$, où $a_{ij}$ et $b_l$ représentent l'adhésion de $p_i$ *et* $v_{ir}$ pour tous les ensembles ($p_{ij}$), ($v_{ir}$) de telle sorte que $\sum_{i=1,...,n} p_{ij}\, v_{ir}$ aurait $j$ valeurs fixes.

Aussi, il y a $n$ $S_1$ x $S_2$ x $S_n$ possibles dans l'ensemble $S$ défini pour l'équation (15) et $r$ éléments dans chaque distribution de probabilités floues. Ainsi, il y a un total de:

$$T = r \prod_{i=1}^{n} S_i \qquad (16)$$

termes (T) dans la prévision floue.

Les prévisions floues impliquent la compilation de $\prod_{i=1,...,n} S_i$ prévisions finies pour chaque index $j$ dans la distribution de probabilités floues. Chacune de ces prévisions combine différentes valeurs floues ($v_{1k(1)}$, $v_{2k(2)}$, ..., $v_{nk(n)}$) avec le vecteur de probabilité ($p_{1j}$, $p_{2j}$, ..., $p_{nj}$). Cette procédure est répétée avec chacune des valeurs $r$ possibles de l'index $j$. La relation d'association de chacune de ces prévisions est le minimum de l'adhésion de tous les éléments impliqués dans la compilation de n'importe quelle prévision spécifique.

Si différentes combinaisons de deux vecteurs amènent une prévision identique, l'adhésion la plus élevée d'une compilation sera retenue. Par conséquent, le nombre d'éléments dans la prévision floue peut être inférieur à la valeur $T$ donnée par l'équation (15).

#### 7.2.3.2.1 Application:

Considérant les équations (14) et (15), déterminer:

$$c_{il} = \min \{F_{ki}, c_{kij}\} \tag{17}$$

pour tout $c_{kij} \neq 0$, où $c_{il}$ est le degré de confiance que la valeur attendue soit $b_{il}$, puis, estimer la valeur floue de la fréquence attendue du jugement:

$$E(f_j i) = \sum_l c_{il}\, b_{il} \,/\, \sum_l c_{il} \tag{18}$$

Considérant les données de l'exemple utilisé pour la distribution de probabilités floues, la valeur floue attendue peut être calculée de la façon suivant:

5) Le niveau de confiance dans les évidences peut être évalué selon l'équation (17) par:

$c_{11} = \min \{1, 0.90\} = 0.90$
$c_{12} = \min \{1, 0.90\} = 0.90$
$c_{13} = \min \{1, 0.90\} = 0.90$
$c_{14} = \min \{1, 0.90; 1, 0.90\} = 0.90$

6) La valeur floue de l'évidence est obtenue selon l'équation (18) comme suit:

$E(J_l) = [(0.90)\,(0.60) + (0.90)\,(0.75) + (0.90)\,(0.90) + (0.90)\,(0.75)] \,/\, [(0.90) + (0.90) + (0.90) + (0.90)] = 0.75$

De la même manière, les évidences relatives à chacune des activités considérées peuvent avoir une valeur pondérée attendue, basée sur des probabilités et sur leur confiance correspondante, et ce en considérant les différents jugements (*e.g.* conservateurs, réalistes, optimiste) des évaluateurs pour une valeur estimée.

## 7.3 ÉVALUATION DES INCERTITUDES

Pour qu'elles puissent être gérées, les incertitudes doivent être caractérisées et évaluées. Selon le type de données, l'évaluation des incertitudes peut être réalisée directement sur la base de l'évidence du jugement d'un ou plusieurs experts. Les incertitudes peuvent aussi être préalablement évaluées à l'aide de méthodes heuristiques (*e.g.* mathématiques

floues) ou stochastiques conventionnelles. Cette information peut aussi être jugée et traitée selon les méthodes décrites précédemment.

### 7.3.1 La stochasticité: les méthodes statistiques

Les incertitudes stochastiques (erreurs non-systématiques), liées à la variabilité aléatoire inhérente à certains phénomènes de nature diverse, peuvent être évaluées et gérées à l'aide des méthodes conventionnelles éprouvées et basées sur la théorie des probabilités. La *stochasticité* associée aux modèles mathématiques (*e.g.* transport et exposition), aux études empiriques (*e.g.* études de terrain) et expérimentales (*e.g.* études toxicologiques) peut être décrite et estimée à l'aide des méthodes statistiques existantes. Par exemple, les simulations *Monte Carlo* sont utilisées pour évaluer la sensibilité des modèles mathématiques de transport et d'exposition utilisés lors de l'évaluation du risque. Les méthodes statistiques utilisées pour estimer les paramètres toxicologiques (*e.g.* $CL_{50}$) et pour traiter les données issues des études de terrains sont relativement bien développées. Toutefois, dans certaines conditions, l'applicabilité des méthodes peut être mise en doute. L'interprétation des résultats peut être difficile et varier selon l'expérience de l'évaluateur. Les méthodes probabilistes actuellement utilisées pour décrire l'incertitude en évaluation du risque engendrent une interprétation qui varie selon les objectifs de l'évaluation et l'expérience de l'évaluateur. Peu importe la technique statistique utilisée, l'évaluation des incertitudes stochastiques amène un jugement expert qui comporte lui-même une incertitude. Cette incertitude peut être évaluée et gérée sur la base de l'évidence.

### 7.3.2 L'ignorance: le jugement

L'évaluation des incertitudes associée à l'*ignorance*, *i.e.* aux connaissances imparfaites ou incomplètes, peut être réalisée, selon le type de données, directement sur la base de l'évidence du jugement d'un ou plusieurs experts.

Dans ce cas, un poids représenté par un ratio est attribué au jugement. La valeur de chaque jugement peut être représentée par une paire de ratio $\langle f, c \rangle$ où $f$, représente la fréquence et $c$ la confiance du jugement. La fréquence ($f$) varie dans l'intervalle [0, 1] où 0 représente une évidence négative et 1 une évidence positive. La confiance ($c$) varie aussi dans l'intervalle [0, 1] où 0 représente une évidence nulle et 1, une évidence maximale ou totale. Les formulations de type alphabétique tel que "petit", "grand", "faible", "élevé" peuvent être remplacées par un ratio préalablement défini (*e.g.* élevé = 0.75 - 1.0).

### 7.3.3 L'erreur: le contrôle et le jugement

L'*erreur* est un type d'incertitude difficile à évaluer et à éliminer d'une procédure complexe, en particulier pour l'ÉRÉ. Quoique généralement négligeables, les erreurs causées par inadvertance peuvent prendre, dans certains cas, des dimensions incommensurables, et ainsi réduire la fiabilité et l'efficacité de la procédure d'évaluation. Il est suggéré par la plupart des auteurs et des évaluateurs d'effectuer un contrôle adéquat de la qualité des données afin de réduire ce type d'erreur.

Pour les données tirées de la littérature, la confiance de l'évaluateur dans les données sera affectée par leurs caractéristiques. Les donnés toxicologiques sélectionnées devraient respecter les critères suivant (CCME, 1996a):

1) Les données sont conformes aux protocoles standardisés ou aux pratiques et connaissances actuelles;
2) Le temps d'exposition et les paramètres mesurés doit être identifiés et adéquats;
3) Les conditions des essais toxicologiques doivent être documentées;
4) Les effets mesurés doivent être clairement associés aux contaminants identifié;
5) Les études rapportant les concentrations dans le sol devraient pouvoir être comparées aux études de caractérisation (méthodes d'analyses similaires).

Les donnés provenant d'études de terrain ou de caractérisation devraient respecter les critères suivant:

1) Les données doivent pouvoir être comparées dans l'espace et le temps ;
2) La collecte et le transport des échantillons doivent être conformes aux protocoles standardisés ou à des pratiques acceptables;
3) Toutes les variables de terrain importantes doivent être considérées.

Les données utilisées en ÉRÉ (données tirées de la littératures, générées par un laboratoire ou lors de travaux de terrain) devraient répondre à des critères de qualité précis et documentés afin de facilité le jugement des évaluateurs quant à leur acceptabilité. Lorsque nécessaire (*e.g.* absence de données toxicologiques suffisantes), le contrôle des analyses de laboratoire, prend la forme d'un PACQ. Aussi, le choix des laboratoires d'analyses devrait être fait en fonction des besoins et des objectifs de l'évaluation. Le laboratoire choisi devrait subir un audit spécifique au projet *i.e.* que l'évaluateur doit s'assurer que les objectifs de qualité pourront être respectés (Whashington State, 1989; Klemm et al., 1990; Springborn Laboratories, 1993) Cette audit devrait aussi inclure une analyse détaillée des opérations depuis la réception des échantillons jusqu'à la production du rapport d'analyse. L'audit engendre un rapport détaillé incluant des jugements spécifiques et globaux, des conclusions et des recommandations.

Les travaux de terrain devraient aussi être contrôlés à l'aide d'un PACQ adapté aux besoins de l'évaluation. Des erreurs peuvent survenir, entre autres, lors des observations, des mesures, de la compilation des données, de la manipulation des informations et des calculs. Quoique peu fréquent, le contrôle des activités de terrain reste très important puisque la qualité des analyses dépend généralement de la qualité des prélèvements. Ainsi, des travaux d'échantillonnage non adéquats engendrent une évaluation incorrecte. Le contrôle devrait inclure une analyse détaillée des opérations depuis le protocole d'échantillonnage jusqu'à la réception des échantillons par le laboratoire. Dans ce cas

aussi, le contrôle engendre un rapport détaillé incluant toutes les déviations au protocole, les conditions de manipulation et de transport des échantillons, des jugements spécifiques et globaux, des conclusions et des recommandations (CCME, 1993a).

D'autres erreurs peuvent être commises lors des activités d'évaluation. Ainsi, des erreurs associées entre autres à la compilation des données, l'entrée des variables pour la modélisation, peuvent engendrer des biais importants et une évaluation erronée. Les contraintes de temps au cours d'une ÉRÉ peuvent provoquer la multiplication d'erreurs dont l'impact peut être difficile à évaluer. Les erreurs peuvent généralement être réduites par le contrôle et la validation, mais rarement éliminées.

Le jugement associé aux activités de contrôle, et spécifiquement aux erreurs et à la validité des données, devrait, lorsque possible, être incorporé aux activités d'évaluation des incertitudes. Cette pratique qui est associée, de façon subjective, au jugement de l'évaluateur (*e.g.* choix des données) peut être gérée de façon objective à l'aide des règles d'inférence. Par exemple, lorsque leur qualité est jugée bonne, les résultats sont utilisés par l'évaluateur. Cependant, les faiblesses identifiées au niveau de la qualité des données peuvent ne pas être considérées lors de l'analyse des résultats. Un mauvais jugement sur la qualité des données peut entraîner un biais pour l'ER et des conclusions erronées.

L'évaluation des incertitudes associée aux erreurs peut être réalisée d'une manière équivalente à celle utilisée pour l'ignorance. La valeur de chaque jugement de l'évaluateur relatif à la qualité des valeurs peut aussi être représentée, comme pour l'ignorance, par une paire de ratio $\langle f, c \rangle$ où $f$, représente la fréquence et $c$ la confiance du jugement. De cette façon, la fiabilité des résultats de l'évaluation sera proportionnelle à la qualité des activités (*e.g.* analyses, terrain, modélisation).

## 7.4 PRÉSENTATION DU MODÈLE

### 7.4.1 Objectifs

Le modèle d'A*ide* à la D*écision* pour l'É*valuation* du *Risque Écotoxicologique* (*ADERE*) vise à évaluer et à gérer, sur une base heuristique, la qualité des connaissances expertes empreintes d'incertitudes et les données imprécises utilisées lors d'une ÉRÉ préliminaire. Il permet, entre autres d'estimer le risque écotoxicologique, et de déterminer s'il y a une évidence de risque considérant la réponse des organismes, la contamination du site et les principales incertitudes inhérentes au processus d'évaluation.

### 7.4.2 Algorithme général

Basé sur les concepts définis et discutés dans les sections précédentes, l'algorithme du modèle *ADERE* peut être résumé comme suit:

1. Pour chaque activité nécessitant un jugement ($J_i$) qui comporte des incertitudes relatives aux connaissances du système considéré, déterminer et assigner la *fréquence* (proportion ou probabilité) $f_{ki}$ du jugement et la *confiance* , $c_{ki}$ ($k$ = 1,2,3, $n$) dans le jugement de chacun des évaluateurs.

   Dans certains cas, la *fréquence* peut être fixe (*e.g.* $f = 1$; évidence positive ou données adéquates) et seule la *confiance* est évaluée.

   Un ou plusieurs évaluateurs[1] peuvent aussi générer différents jugements pour une même activité selon l'approche qu'ils utilisent. Par exemple, l'évaluateur peuvent choisir de donner son jugement le plus conservateur $\langle f_{1i}, c_{1i}\rangle$, le plus réaliste $\langle f_{2i}, c_{2i}\rangle$, et le plus optimiste $\langle f_{3i}, c_{3i}\rangle$. De la même façon, les jugements de plusieurs évaluateurs peut être considérés (*e.g.* $\langle f_{1i}, c_{1i}\rangle$, $\langle f_{2i}, c_{2i}\rangle$, $\langle f_{3i}, c_{3i}\rangle$). Ces jugements sont, au besoin, incorporés au modèle.

[1] Les évaluateurs devraient être des experts reconnus dans leur domaine.

La fréquence du jugement varie dans l'intervalle [0, 1] où 0 représente une évidence négative et 1 une évidence positive. Une valeur de 0.5 indique un jugement sans préférence. Ainsi, plus $f$ se rapproche de 1, plus l'évidence du jugement est grande, et plus elle se rapproche de 0, plus l'évidence inverse est grande. La confiance varie aussi dans l'intervalle [0, 1] où 0 représente une évidence nulle et 1 une évidence maximale ou totale. Ainsi, plus $c$ se rapproche de 1, plus la confiance dans le jugement est grande, et plus $c$ se rapproche de 0, plus la confiance dans le jugement est faible. Ces valeurs sont arbitraires et peuvent être remplacées par des catégories (*e.g.* faible, élevé) qui peuvent être définies par consensus par les évaluateurs (*e.g.* élevé=0.75-1.0).

2. Lorsque le système utilise les jugements donnés par l'évaluateur, la *fréquence* $f$ et la *confiance* $c$ du nouveau jugement est calculée selon une ou plusieurs des règles d'inférence définie par les équations (3), (4), (5), (6) et (7) à la section 7.2.2. Les règles s'appliquent à chacun des évaluateurs et varient selon les informations disponibles.

3. Lorsqu'un choix doit être fait entre deux jugements conflictuels, l'évidence $e$ et sa confiance $c$ sont calculées à l'aide de l'équation (8). Le jugement ayant le niveau de confiance le plus élevé est retenu.

4. Lorsque plusieurs jugements $J_i$ sont donnés pour une même activité (plusieurs évaluateurs; différentes approches), la distribution floue des jugements est calculée à l'aide des équations (10), (11), (12) et (13).

5. La valeur floue attendue de la fréquence $f$ du jugement global est calculée à l'aide des équations (17) et (18).

6. Les différentes valeurs estimées sont calculées à l'aide des équations du tableau 7.3.

**Tableau 7.3. Équations des valeurs estimées.**

| Identification | Équation |
|---|---|
| Concentration maximale ($C_{max}$): | $C_{max}$ = max (concentrations) |
| Valeur du 90e centile des concentrations ($C_{90}$): | $C_{90} = Lc_i + [(0.9\,n - Fc_{i-1}) / fc_i]\,c$ |
| Valeur (concentration) du 10e centile d'effet ($Ce_{10}$): | $Ce_{10} = Le_i + [(0.1\,n - Fe_{i-1}) / fe_i]\,c$ |
| Valeur (centile) du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations mesurées ($IPC_{90}$): | $IPC_{90} = m_{ce}\,C_{90} + b$ où $m_c$ = pente de la distribution des concentrations mesurées |
| Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution des concentrations d'effets ($IPCe_{10}$): | $IPCe_{10} = m_{ce}\,Ce_{10} + b$ où $m_{ce}$ = pente de la distribution des concentrations d'effet |
| Valeur de référence (VR): | $VR = \{VR_{min}, VR_{centile}, VR_{CLp}\}$ |
| Concentration d,effet minimum ($CMEO_{min}$): | $VR_{min} = CMEO_{min}$: |
| Valeur du 10e centile des CMEO: | $VR_{centile} = Le_i + [(0.1\,n - Fe_{i-1}) / fe_i]\,c$ |
| Concentration létale ($CL_p$): | $VR_{CLp} = CL_{50}/5$ |
| Valeur d'exposition (VE): | $VE = \{VE_{C75}, VE_{C90}, VE_{CMR}, C_{max}\}$ |
| Valeur du 75e centile de distribution des concentrations mesurées ($C_{75}$): | $VE_{C75} = Lc_i + [(0.75\,n - Fc_{i-1}) / fc_i]\,c$ |
| Valeur du 90e centile de distribution des concentrations mesurées ($C_{90}$): | $VE_{C90} = Lc_i + [(0.9\,n - Fc_{i-1}) / fc_i]\,c$ |
| Concentration maximale raisonnable (CMR): | $VE_{CMR} = X \pm 1.96\,(\sigma/\sqrt{n})$ |
| Concentration d'exposition maximale mesurée: | $CE_{max} = C_{max}$ |
| Indice de risque 1% (IR): | IR = VE/ VR |
| Marge de sécurité pour un risque de 1% ($MS_{10}$): | $MS_{10} = Ce_{10} / C_{90}$ |
| Risque (R; %): | $R = 0.1\,IPC_{90}$ |

$n$ = nombre de données; b = ordonnée à l'origine; X = moyenne; $Lc_i$ = frontière inférieure de la classe de concentrations mesurées; $Le_i$ = frontière inférieure de la classe de concentration d'effets considérés; $Fc_{i-1}$ = effectif cumulé de la classe de concentrations mesurées précédente; $Fe_{i-1}$ = effectif cumulé de la classe de concentrations d'effets considérés; $fe_i$= effectif de la classe de concentrations mesurées; $fe_i$= effectif de la classe de concentrations d'effets considérés; $c$ = intervalle de la classe considérée.

### 7.4.3 Structure

ADERE est divisé en 9 compartiments (*Paramètre*, *Tox*, *Exp*, *Méthodes*, *VR*, *VE*, *ER*, *Poids*, *Conclusions*) correspondant chacun à des activités d'évaluation, lesquelles sont liées à la procédure d'ÉRÉ préliminaire. Les compartiments sont divisés en sous-compartiments. (tableau 7.4).

**Tableau 7.4. Compartiments utilisés par *ADERE*.**

| Compartiment | Sous-compartiment | Description |
|---|---|---|
| *Paramètre* | | Définition d'un paramètre de mesure et identification de l'agent stresseur (contaminant) |
| *Tox* | | Données de toxicité |
| *Tox* | *TNT* | Données de toxicité relatives aux TNT |
| *Tox* | *Toxterre*[1,2]: | Données de toxicité - sol (org. terrestres) & évaluation de la qualité |
| *Tox* | *Toxterre:* | Données de toxicité - sol (org. terrestres) adéquates & acceptables |
| *Tox* | *Toxterre1*[1,2]: | Données de toxicité - sol (bactérie) & évaluation de la qualité |
| *Tox* | *Toxterre1b:* | Données de toxicité - sol (bactérie) adéquates & acceptables |
| *Tox* | *Toxterre2a*[1,2]: | Données de toxicité - sol (plantes) & évaluation de la qualité |
| *Tox* | *Toxterre2b:* | Données de toxicité - sol (plantes) adéquates & acceptables |
| *Tox* | *Toxterre3a*[1,2]: | Données de toxicité - sol (invertébrés) & évaluation de la qualité |
| *Tox* | *Toxterre3b:* | Données de toxicité - sol (invertébrés) adéquates & acceptables |
| *Tox* | *Toxaqua*[1,2]: | Données de toxicité- eau (org. aquatiques) & évaluation de la qualité |
| *Tox* | *Toxaqua:* | Données de toxicité - eau (org. aquatiques) adéquates & acceptables |
| *Exp* | *Expa*[1,2]: | Données d'exposition & évaluation de la qualité |
| *Exp* | *Expb*[1,2]: | Données d'exposition adéquates & acceptables |
| *Méthodes* | | Méthodes de calcul -VE & VR |
| *VR* | *DistEffets* | Figure illustrant la distribution des effets considérés |
| *VR* | *VR*[2]: | Valeur de référence (VR) |
| *VR* | *eVR:* | Évidence que la VR soit adéquate |
| *VE* | *DistConc* | Figure illustrant la distribution des concentrations considérées |
| *VE* | *VE*[2]: | Valeur d'exposition (VE) |
| *VE* | *eVE:* | Évidence que la VE soit adéquate |
| *ER* | *RegE*[1]: | Données de régression des effets considérés |
| *ER* | *ER*[2]: | Estimé de risque (ER) |
| *ER* | *eR:* | Évidence du risque |
| *ER* | *aR:* | Ampleur du risque |
| *Poids* | *coteER*[2]: | Cotes pour chacun des estimés de risque |
| *Poids* | *Pe:* | Calcul du poids de l'évidence pour chacun des ER |
| *Conclusions* | *CEA:* | Confiance, Évidence et Ampleur du risque pour chacun des ER |
| *Conclusions* | | Conclusions de l'évaluation |

[1] Sous-compartiment nécessitant une entré d'information (*e.g.* paramètres, valeurs numériques)
[2] Sous-compartiments permettant de donner des jugements relatifs aux informations considérées.

Certains sous-compartiments permettent d'entrer les informations requises (identification, paramètre, valeurs, jugements) alors que d'autres présentent les résultats calculés. Le compartiment *Paramètre* permet de sélectionner un paramètre d'évaluation et l'agent stresseur (contaminant)[2] considéré pour l'ÉRÉ. Le compartiment *Tox* constitue

[2] *ADERE* assume que le paramètre d'évaluation et l'agent stresseur ont déjà été définis (voir Capacités et limites).

la banque de données toxicologiques du modèle. Il permet d'entrer les données de toxicité disponibles, de juger de la pertinence et de qualité de ces données et, au besoin, de les conserver dans une banque de données. Le compartiment *Exp* permet d'entrer les données disponibles de concentrations dans les médias considérés (sol, eau) et de juger de la pertinence et de qualité de ces données. Le compartiment *Méthodes* permet de sélectionner les méthodes de calcul des VR et des VE. Les compartiments *VR* et *VE* permettent de calculer ces valeurs, de juger si elles sont adéquates, et, le cas échéant, de proposer une valeur alternative. Le compartiment *ER* permet de calculer un IR et d'autres estimés utiles (Cmax, R, $MS_{10}$, $IPC_{90}$, $IPCe_{10}$, VR, VE), de juger s'il y a évidence de risque, et le cas échéant, son ampleur. Le compartiment *Poids* permet d'utiliser l'approche du poids de l'évidence développée par le "Massachusetts Weigth-of-Evidence Worgroup" (MWEW; Menzie *et al.*, 1996) et adaptée par le MEFQ[3], pour évaluer le niveau de confiance relatif de chacun des estimés retenus. Cette méthode, qui reste un système de cotation, s'apparente à certaines méthodes développées par différents auteurs (Théorie de la gestion des incertitudes), mais diffère dans l'approche mathématique utilisée. Aussi, elle ne propose pas de règles d'inférence ou de fonctions qui permettent de gérer les différentes informations générées en ÉRÉ et la propagation des incertitudes. Toutefois, cette méthode est utile pour comparer différents ER. Le compartiment *Conclusions* présente les principales conclusions du modèle relativement à l'évidence de risque et à son l'ampleur pour chacun des sites considérés.

De façon générale, la qualité des connaissances et des informations utilisées lors de l'ÉRÉ peut être évaluée, et les jugements requis pour chacune des activités ainsi que leurs incertitudes sont gérés par le modèle. Les incertitudes associées aux jugements des évaluateurs sont évaluées sur la base de l'évidence. Ces jugements peuvent être donnés par un ou plusieurs évaluateurs, sinon le modèle utilise des règles d'inférence pour juger les données et les estimés. Si l'évaluateur le juge nécessaire, des jugements non-experts

[3] L'approche du poids des évidences du MWEW est un processus permettant de relativiser le degré d'association entre plusieurs risques estimés et un paramètre d'évaluation (CEAEQ, 1998).

peuvent aussi être intégrés à certaines étapes du processus d'évaluation des incertitudes liées aux connaissances. Cette approche permet d'augmenter la transparence et la compréhension du processus. Une telle pratique nécessite toutefois le support d'un expert pour la transmission des informations minimales et utiles reliées à l'évaluation. Les jugements non-experts sont gérés par le modèle comme des jugements experts. Toutefois, puisque cette application n'est pas validée, et afin d'éviter un biais causé par l'un ou l'autre des deux groupes, l'utilisation de jugements non-experts n'est pas recommandée. Des études de validation considérant des groupes spécifiques (*e.g.* experts conseils, experts gouvernementaux, non-experts) pour l'application du modèle permettront de comparer les évaluations, les jugements et la perception du risque entre ces différents groupes.

De façon plus détaillée, le compartiment *Paramètre* permet d'enregistrer les informations relatives à une évaluation spécifique (*e.g.* sites, évaluateurs, date), de définir le paramètre d'évaluation (*e.g.* effets pour un type d'organisme) et les paramètres de mesure, et l'agent stresseur (contaminant). Le modèle ne considère qu'un seul paramètre d'évaluation à la fois puisque qu'un ER doit être calculé pour chacun de ces paramètres et qu'un jugement global (conclusion) doit être porté sur chacune des hypothèses ayant fait l'objet de l'évaluation. L'ensemble du processus décrit dans cette section peut être réitéré pour chacun des paramètres sélectionnés. Toutefois, un paramètre peut considérer plusieurs paramètres de mesure et de types d'organismes (*e.g.* micro-organismes, plantes, invertébrés).

Le compartiment *Tox*, dans lequel les données toxicologiques sélectionnées sont compilées, est divisé en plusieurs sous-compartiments selon la nature du contaminant sélectionné. Ces sous-compartiments sont aussi divisés selon la nature des données toxicologiques. Ainsi, les données relatives à un contaminant (*e.g.* TNT) sont compilées dans un fichier (*e.g.* *Tox.TNT*) qui contient les données relatives aux effets pour les organismes terrestres (*e.g.* *Toxterre* et *Toxterre*) et aquatiques (*Toxaqua* et *Toxaqua*).

Ces fichiers sont aussi divisés afin d'utiliser les données relatives aux effets pour chaque niveau trophique. Par exemple, le fichier *Toxterre* contient les données relatives aux micro-organismes (*Toxterre1a* et *Toxterre1b*), aux plantes (*Toxterre2a* et *Toxterre2b*) et aux invertébrés (*Toxterre3a* et *Toxterre3b*). Ainsi, le sous-compartiment *Tox.TNT.Toxterre3b* contient les données utiles pour le calcul d'une VR pour les invertébrés. L'évidence que l'information utilisée soit adéquate et/ou de qualité acceptable est aussi jugée sur la base de l'évidence en attribuant un niveau de confiance *c*, représenté par un ratio, à une évidence positive qui varie aussi dans l'intervalle [0, 1], où 0 représente une confiance nulle et 1 une confiance maximale ou totale. Pour chaque niveau trophique, un sous-compartiment (*e.g. Toxterre1a*) est utilisé pour entrer les valeurs et la confiance *c* de chacun des évaluateurs sur la pertinence et la qualité des données, et un autre pour présenter les valeurs retenues par le modèle en fonction des jugements donnés (*e.g. Tox1b*).

Les concentrations mesurées pour le contaminant et les sites identifiés (compartiment *Paramètre*) sont compilées dans un fichier de données d'exposition (compartiment *Exp*), et sont divisées en deux sous-compartiments: *Expa* est utilisé pour entrer les valeurs et la confiance *c* (variant dans l'intervalle 0-1) relatives à la pertinence et la qualité des données, et un *Expb* pour présenter les valeurs retenues par le modèle en fonction des jugements donnés.

L'incertitude relative à ces jugements subjectifs, de la pertinence et de la qualité des données, peut être réduite en considérant le jugement de plusieurs experts. Chacun des évaluateurs peut porter un jugement sur les données retenues. Les données considérées non-adéquates, non-acceptables ($c <$ seuil d'acceptabilité; *e.g.* 0.5) ou très douteuses ($c <$ seuil tolérable; *e.g.* 0.75) pour un des évaluateurs sont rejetées (section 7.5.4). La valeur maximale du seuil donné par l'un ou l'autre des évaluateurs sera donc retenue pour la décision de retenir ou rejeter l'information correspondante. Les valeurs considérées

adéquates et acceptables, *i.e.* dont la confiance est acceptable, sont retenues pour l'estimation du risque.

La méthode du quotient est utilisée par le modèle pour calculer un IR et vérifier l'absence d'un risque. Toutefois, plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour déterminer les VE (méthodes statistique, méthode déterministe tel un modèle de transport/transformation, autre valeur indépendante) et les VR (*e.g.* valeurs publiées, méthodes statistiques, autre valeur). Les méthodes proposées par le modèle sont (compartiment *Méthodes*):

Pour les valeurs d'exposition,

1) Valeur du 75ième centile de la distribution des concentrations mesurées ($C_{75}$);
2) Valeur du 90ième centile de la distribution des concentrations mesurées ($C_{90}$);
3) Concentration maximale raisonnable (CMR);
4) Concentration maximale mesurée (Cmax)
5) Valeur obtenue par modélisation du devenir du contaminant (transport & transformation);
6) Valeur estimée avec une autre méthode statistique ou déterministe.

Pour les valeurs de référence

1) Valeur de référence du MEFQ:
2) Valeur de référence de ORNL;
3) Concentration minimale avec effet observé minimal ($CMEO_{min}$; si $n \leq 10$)
4) Valeur du 10ième centile de la distribution des CMEO ($CMEO_{10}$; si $n > 10$)
5) Concentration létale (Clp; si des données sous-létales sont non disponibles)
6) Toute autre méthode statistique ou déterministe jugée pertinente et acceptable.

Le compartiment *VR* permet de considérer les VR publiées et de calculer une VR alternative selon la méthode sélectionnée (*Méthodes*) et les paramètres définis (*Paramètre*). Chacun des évaluateurs peut juger si les valeurs disponibles (VR calculée et publiée) sont adéquates. L'évidence que l'information utilisée soit acceptable est aussi

jugée sur la base de l'évidence en attribuant un niveau de confiance $c$ à une évidence $f$, qui varient tous les deux dans l'intervalle [0, 1], à chacune des valeurs considérées. Une confiance nulle est représentée par $c$=0 et une confiance maximale par $c$=1. Toute valeur intermédiaire est proportionnelle au niveau de confiance dans la fréquence de l'évidence. Une évidence négative (sous-estimation de la valeur; $f < 0.5$) est maximale lorsque $f = 0$, et une évidence positive (surestimation; $f > 0.5$) est maximale lorsque $f = 1.0$. Une valeur adéquate pour l'évaluateur suppose que $f = 0.5$. Le modèle calcule l'évidence pour chacun des choix selon des règles d'inférence pour les choix, leur attribue un jugement global (*eVR*) selon la distribution de probabilité floue générée par les évaluateurs et choisit la VR possédant l'évidence la plus élevée comme premier choix pour l'ER. La seconde VR comme deuxième choix pour l'ER afin que l'évaluateur puisse aussi juger cette valeur par rapport à la VE.

De façon similaire, le compartiment *VE* permet de calculer, pour chacun des sites identifiés (*Paramètre*), une VE selon la méthode sélectionnée (*Méthodes*) et de proposer, au besoin, une valeur alternative (*e.g.* valeur obtenue par une autre méthode). Les évaluateurs peuvent juger si chacune des VE retenues est adéquate, surestimée ou sous-estimée en intégrant un niveau de confiance $c$ à une évidence $f$ (qui varient dans l'intervalle [0, 1]), tel que décrit pour le compartiment *VR*, à chacune des VE retenues. Le modèle calcule l'évidence pour chacun des choix selon des règles d'inférence, leur attribue un jugement global selon la distribution de probabilités floues générée par les évaluateurs (*eVR*) et choisit la VE possédant l'évidence la plus élevée comme premier choix pour l'ER. La seconde VE sera aussi utilisée comme deuxième choix pour l'IR (*ER*) afin que l'évaluateur puisse aussi juger cette valeur par rapport à la VR.

Le compartiment *ER* utilise les VE et VR retenues et calcule jusqu'à quatre IR, selon l'ordre de confiance dans les VE et les VR (VE#1/VR#1; VE#2/VR#1; VE#1/VR#2; VE#2/VR#2) basés sur les méthodes sélectionnées. Ce compartiment calcul un IR et présente aussi d'autres estimés utiles. Une valeur IR (VE/VR) supérieure à 1 indique que

l'exposition excède le seuil d'effet retenue. La concentration d'exposition maximale ($C_{max}$) représente la concentration maximale du contaminant mesurée pour un site donné. La valeur du 90e centile de la distribution des concentrations mesurées ($C_{90}$) représente une concentration significativement élevée pour l'ensemble des données considérées. La valeur du 10e centile de la distribution des effets considérés ($Ce_{10}$) représente une concentration d'effet relativement faible pour l'ensemble des données considérées. Le risque (R) réfère à la probabilité que le niveau d'exposition entraîne des effets pour les paramètres considérés. Une valeur supérieur à 1% est généralement considérée préoccupante. La marge de sécurité ($MS_{10}=Ce_{10}/Ce_{90}$) représente l'ordre de grandeur pour obtenir un risque de 1%. Une valeur inférieure à 1 indique une marge de sécurité nulle. La valeur centile de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile des concentrations d'effets ($IPCe_{10}$) indique quelle est la proportion des échantillons susceptible d'affecter les organismes considérés. La valeur centile du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations ($IPC_{90}$) indique dans quelle proportion une concentration mesurée élevée ($C_{90}$) peut affecter les organismes considérés. Les VR et VE utilisées sont aussi présentées comme variables de sortie avec les autres estimés.

L'IR et les différentes valeurs calculées devraient permettre de porter un jugement relativement clair sur l'évidence de la présence/absence de risque et sur son ampleur potentielle. Chacun des évaluateurs peut attribuer un niveau de confiance à chacun des ER retenus pour chacun des sites considérés. L'évidence que le risque soit présent ou absent est aussi jugée sur la base de l'évidence en attribuant un niveau de confiance $c$ à une évidence positive ($f$=1) ou négative ($f$=0) de risque. De la même façon, un niveau de confiance $c$ est donné, si nécessaire, à une évidence que l'ampleur du risque soit faible ($f$=0) ou élevée ($f$=1). La confiance $c$ varie dans l'intervalle [0, 1] pour chacun des estimés considérés. Une confiance nulle est représentée par $c$=0 et une confiance

maximale par $c$=1. Toute valeur intermédiaire est proportionnelle au niveau de confiance dans la fréquence de l'évidence.

Le modèle calcule l'évidence d'un risque pour chacun des estimés de risques retenus selon des règles d'inférence de la révision pour les jugements conflictuels. Un évaluateur peut avoir des difficultés à porter un jugement sur la présence d'un risque. Les évaluateurs peuvent juger qu'un risque est à la fois présent et absent lorsque les informations ou les connaissances sont confuses ou incertaines. ADERE attribue un jugement global selon la distribution de probabilité floue générée par les évaluateurs (*eR*). Si cette évidence est plus élevée que le seuil maximal utilisé par les évaluateurs, elle sera identifiée comme positive (évidence de risque: "oui") dans le compartiment *Conclusions*). Une évidence inférieure au seuil d'évidence minimum sera interprétée comme négative. Une évidence se situant à l'intérieur de la distribution des seuils identifiés par les évaluateurs sera identifiée comme "indéterminée", ce qui suggère de préciser certains aspects de l'évaluation et d'effectuer une évaluation plus détaillée.

Le modèle permet aussi de qualifier l'ampleur du risque potentiel pour chacun des ER retenus selon des règles d'inférence de la révision pour les jugements conflictuels. Lorsqu'il y a présence de risque potentiel, un évaluateur peut avoir des difficultés à porter un jugement clair sur l'ampleur du risque si les informations sont confuses ou incertaines. Les évaluateurs peuvent juger qu'une ampleur est à la fois faible et élevée lorsque les informations ou ses connaissances sont confuses ou trop incertaines. En ÉRÉ préliminaire, l'ampleur est considérée de façon qualitative (faible, élevée). Cette information permet, au besoin, de prioriser certains sites. Aussi, ADERE attribue un jugement global selon la distribution de probabilités floues générée par les évaluateurs (*aR*). Si cette évidence est plus élevée que le seuil maximal utilisé par les évaluateurs, elle sera identifiée comme "élevée" dans le dernier compartiment (*Conclusions*). Une évidence inférieure au seuil d'évidence minimum sera interprétée comme "faible". Une évidence se situant à l'intérieur de la distribution des seuils identifiés par les évaluateurs

sera identifiée comme "indéterminée". Une ampleur "indéterminée" suggère de préciser certains aspects de l'évaluation tandis qu'une ampleur définie comme "faible" ou "élevée" (quantifiée en ÉRÉ détaillée) peut permettre d'orienter l'évaluation subséquente.

L'approche du poids des évidences est utilisée pour relativiser le degré d'association entre plusieurs estimés de risque et un paramètre d'évaluation *i.e.* évaluer le niveau de confiance relatif de chacun des estimés retenus (*Poids*). Cette approche, optionnelle dans le modèle, est un outil d'aide à la caractérisation du risque qui n'est généralement pas imposée par les autorités. Elle permet d'assigner un poids à chacun des ER en utilisant des facteurs de pondération (prédéterminés par un groupe de spécialistes) et des cotes globales (1 à 5; *cotePoids*) reflétant le jugement de l'ensemble des évaluateurs (moyenne géométrique des cotes attribuées ) en fonction du niveau de conformité de l'ER à chacun des attributs identifiés (*Pe*). Ces attributs sont regroupés en trois catégories (degré d'association entre l'ER et le paramètre d'évaluation, qualité des données, design et exécution des activités menant à l'ER).

S'il est déterminé selon l'approche du poids des évidence, le niveau de confiance dans chacun des ER (très faible, faible, non-acceptable, acceptable, élevé) est vérifié, et seul les estimés dont le niveau de confiance est "acceptable" ou "élevé" seront retenus (*PEA*). Par la suite, l'évidence ou l'absence de risque est déterminé pour chacun des ER acceptables. S'il y a évidence de risque et si son ampleur a été identifiée, elle sera jugée "faible", "élevée", ou "indéterminée", tel que décrit précédemment.

Le modèle présente comme résultat d'évaluation finale (compartiment *Conclusions*) un jugement conservateur tant qu'à la présence potentielle d'un risque et de son ampleur potentielle. Ainsi, pour un site évalué, si l'une des méthodes d'estimation utilisée met en évidence la présence d'un risque, le risque sera jugé "possible". L'évidence de risque sera qualifiée positive (évidence de risque: "oui"), si tous les ER mettent en évidence la présence d'un risque, ou elle sera qualifiée négative (évidence de risque: "non"), si tous

les estimés de risques mettent en évidence l'absence d'un risque. Son ampleur est déterminé comme étant "élevée" si tous les ER retenus mettent en évidence ce jugement. Son ampleur est déterminé comme étant "faible" si tous les ER retenus mettent en évidence ce jugement. Si certains estimés sont considérés "faible" et d'autres "élevé", l'ampleur est jugée "faible-élevé". Dans les autres cas, l'ampleur est jugée "indéterminée".

### 7.4.4 Politique de valeurs par défaut

Les données toxicologiques sélectionnées sont compilées dans un fichier de données toxicologiques (*Tox*). Les données retenues (organismes, exposition et paramètres mesurés) , sont jugées, par défaut, adéquates et acceptables (documentation, qualité) *i.e.* $c$=1. Les données d'exposition sont compilées dans un fichier de données d'exposition (*Exp*). Les données retenues sont jugées, par défaut, adéquates (méthode, collecte et transport, précision) et acceptables (contrôle de la qualité) *i.e.* $c$=1. Le seuil d'acceptabilité des données toxicologiques (*Tox*) ou de concentration dans le sol (*Exp*) est, par défaut, 0.5. Le seuil tolérable (seuil d'acceptabilité maximum pour des données du même type), qui est par défaut 0.5, peut être augmenté par l'un ou l'autre des évaluateurs (*e.g.* 0.75). Les données qui ne sont pas exprimées dans des unités adéquates (*e.g.* µg/g) ne sont pas utilisées pour le calcul des VR et VE.

La VR publiée, si disponible, est jugée, par défaut (*i.e.* lorsque l'évaluateur omet de donner son jugement), adéquate ($f$=0.5; $c$ = 1), même si elle est intérimaire. S'il existe plusieurs valeurs publiées, la valeur minimale est retenue par le modèle. La valeur calculée est jugée surestimée ($f$=1; $c$=1) si elle est inférieure à la valeur publiée, et sous-estimée ($f$=0; $c$=1) si elle est supérieure à la valeur publiée. Si la valeur minimale publiée n'est pas disponible, la valeur calculée est considérée adéquate ($f$=0.5; $c$=1). Le seuil de confiance ($c$) pour une VR surestimée ou sous-estimée est, par défaut, 0.5.

La VE calculée est jugée, par défaut (*i.e.* lorsque l'évaluateur omet de donner son jugement), adéquate ($f$=0.5; $c$=1). Dans ce cas, la valeur proposée par un des évaluateurs est jugée surestimée ($f$=1; $c$=1) si elle est supérieure à la valeur calculée, et sous-estimée ($f$=0; $c$=1) si elle est inférieure à la valeur calculée. Le seuil de confiance ($c$) pour une VE surestimée ou sous-estimée est, par défaut, 0.5. Si la VE proposée est supérieure à la concentration maximale mesurée, elle sera jugée surestimée.

L'indice de risque (*IR*) et les différents estimés sont utilisés par le modèle pour juger de l'évidence (*eR*) et de l'ampleur (*aR*) du risque. La présence du risque est jugée, par défaut, positive ($f$=1; $c$=1) si VE≥VR (*i.e.* IR≥1), et négative ($f$=0; $c$=1) si VE<VR (*i.e.* IR<1). Le seuil de confiance ($c$) pour une évidence positive ou négative est, par défaut, 0.5. L'ampleur du risque est jugée, par défaut, "faible" ($f$=0; $c$=1) si $IPC_{90}$<10 et que $C_{90}/Ce_{10}$<5, "élevée" ($f$=1; $c$=1) si $IPC_{90} \geq 10$ et que $C_{90}/Ce_{10} \geq 10$, et "indéterminée" dans les autres cas. Le seuil de confiance ($c$) pour une ampleur "faible" ou "élevée" est, par défaut, 0.5.

Les valeurs de confiance dans l'ER (*ceR*; sous-compartiment *eR*) et dans l'ampleur du risque (*caR*; sous-compartiment *aR*)qui peuvent entraîner des problèmes de calcul seront remplacées par des valeurs équivalentes (0 changées pour 0.001; 1 changées pour 0.999).

Lorsque l'approche du poids des évidences (*Poids*) n'est pas considérée et que les cotes, pour chacun des attributs, sont non déterminées ("ND"), la confiance dans un estimé de risque donné est considérée "acceptable" (cote>3; *coteER*). Par conséquent, la confiance (*CEA*) dans cet ER est, par défaut "acceptable". Aussi, lorsque la confiance dans un ER est "faible" ou "non acceptable" (cote≤3), l'évidence de risque est considéré "indéterminé". Lorsque l'évidence de risque est négative ou "indéterminée", son ampleur est considérée "indéterminée".

### 7.4.5 Données requises

Les paramètres et variables d'entrée du modèle se répartissent en trois groupes:

1) Les données d'exposition (site, contaminant, concentrations dans le sol ou dans l'eau); les concentrations sont exprimées en µg/g (sol) ou en mg/L (eau) ou l'équivalent.
2) Les données toxicologiques disponibles (groupe, organisme, exposition, réponse, référence); les concentrations d'effet considérés (CMEO, CSEO, $CE_{10}$, $CL_{50}$) sont exprimées en µg/g (sol) ou en mg/L (eau) ou l'équivalent.
3) Le jugement (positif, négatif) et le niveau de confiance de chacun des évaluateurs (experts et non-experts); le jugement est exprimé sur la base de l'évidence par une paire de ratio $\langle f, c \rangle$ variant dans l'intervalle [0, 1].

### 7.4.6 Capacités et limites

La gestion des informations est initiée au niveau des paramètres d'évaluation. Un paramètre d'évaluation et un agent stresseur doivent préalablement être définis pour utiliser le modèle. Ces informations sont essentielles puisqu'elles permettent de faire le lien avec le site étudié et les besoins de gestion qui commandent l'ÉRÉ. Cependant leur pertinence n'est pas jugée par *ADERE*. Il revient donc à l'évaluateur de vérifier la pertinence du paramètre d'évaluation et de l'agent stresseur retenus pour l'ÉRÉ.

L'évaluation et la propagation des incertitudes, de même que la procédure d'ÉRÉ ont été simplifiées afin d'obtenir un modèle simple et utile. Par conséquent, certaines étapes spécifiques ne sont pas intégrées au modèle. Aussi, sur la base des informations et pratiques actuelles, le modèle considère un nombre restreint de méthodes d'estimation des valeurs. Ces choix pourront s'avérer limitant pour un évaluateur. Cependant, d'autres valeurs peuvent être calculées manuellement et introduites dans le modèle.

La qualité et la pertinences des données toxicologiques et des concentrations d'exposition estimées peuvent être jugées de façon globale. Toutefois, les détails des

informations relatives aux outils utilisés (*e.g.* méthode, organisme, paramètre mesuré, modèle) ne sont pas jugés de façon spécifique. Aussi, certains éléments liés à la méthode d'estimation du risque (PSAI, PACQ), souvent négligés en ÉRÉ, ne sont pas considérés par le modèle.

Le modèle *ADERE* ne s'applique qu'à une ÉRÉ préliminaire et ne considère qu'un seul contaminant à la fois. La banque de données toxicologiques se limite actuellement au 2,4,6-trinitrotoluène (TNT). Les données toxicologiques pertinentes pour l'évaluation d'un autre contaminant doivent être entrées manuellement. Cependant, une banque de données toxicologiques pourrait être ultérieurement intégrée au modèle afin de permettre la sélection des contaminants d'intérêt.

## 7.5 ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ

Cette analyse vise à évaluer le degré de variabilité associé aux paramètres des équations du modèle et la distribution des principaux résultats possibles, ainsi que leurs probabilités d'occurrence. Aussi, elle permet d'identifier les paramètres importants et l'amplitude de leurs variations. L'analyse de sensibilité a été réalisée à l'aide de simulations *Monte Carlo* appliquées au modèle ADERE. Pour chacun des paramètres, 1000 itérations avec des valeurs aléatoires possibles ont été appliquées selon une distribution prédéterminée (*e.g.* uniforme, normale, triangulaire, Bêta). La figure 7.3 présente la distribution des fréquences des résultats de simulations *Monte Carlo* pour les paramètres de sortie les plus sensibles. Ainsi, si l'on considère des VE calculées relativement peu élevées (19.4 ± 0.6; 17.6-22.0) et une certaine variation dans les VR calculées (12.7 ± 17.5; 0.1-60.0), l'évidence que la VR publiée (*eVRb*; critère choisie: 60 µg/g), soit relativement adéquate (0.53 ± 0.04) est relativement probable, alors que l'évidence que la VR calculée (*eVRa*) soit relativement surestimée (0.85 ± 0.06) est aussi probable. De la même façon, l'évidence que les VE proposées (*eVEb*) et calculées (*eVEa*) soit relativement adéquates ou surestimées (*eVEb*: 0.65 ± 0.12; *eVEa*: 0.61 ± 0.11) est

relativement probable. Ainsi, il est probable que l'évidence de risque globale soit positive (*eRGlobale*: 0.79 ± 0.22) et que l'ampleur de risque globale soit élevée (*aRGlobale*: 0.80 ± 0.21).

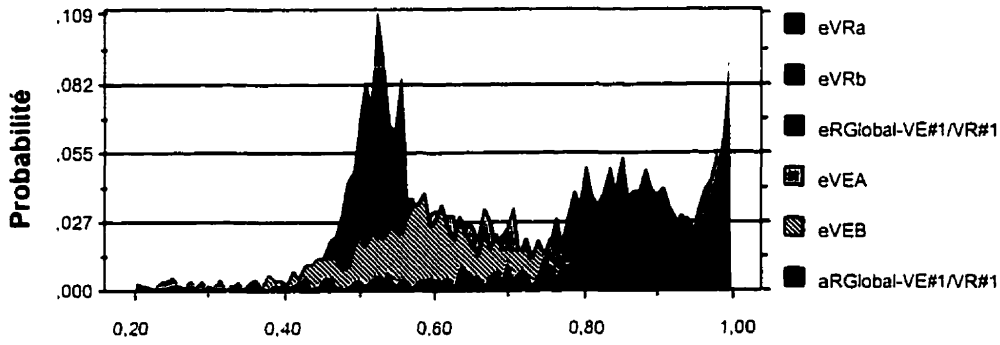



**Figure 7.3. Comparaison des fréquences des résultats de simulations *Monte Carlo*.**

L'analyse de la sensibilité du modèle montre l'effet de chacun des paramètres d'entrée sur chacun des paramètres de sortie. Le tableau 7.5 présente les principaux paramètres de sortie calculés par le modèle (lesquels affectent la conclusion globale), les principaux paramètres d'entrée les affectant et leur contribution à la variance du résultat. Ainsi, il apparaît clair que les différents jugements introduits dans le modèle peuvent avoir un effet non négligeable sur le résultat de l'évaluation, notamment dans le cas où les VE sont similaires aux VR. Par exemple, la confiance d'un évaluateur pour une évidence de risque peut affecter le calcul de l'évidence de risque globale (ensemble des évaluateurs). Ce résultat peut aussi être observé lorsqu'un évaluateur conservateur influence l'ensemble d'un groupe d'experts.

Selon le modèle, une VR calculée pourra être préférée à une valeur publiée préliminaire si elle est plus conservatrice. Aussi, une VE calculée serait généralement préférée à une valeur proposée similaire. Ce comportement du modèle est aussi en accord avec le raisonnement habituel des évaluateurs.

**Tableau 7.5. Contribution de certains paramètres d'entrée à la variance des principaux paramètres de sortie.**

| Paramètre de sortie | Paramètre d'entrée | Contribution à la variance (%) |
|---|---|---|
| Confiance dans l'estimé | Confiance d'un évaluateur dans l'un des attributs | ≤ 11.5 |
| Évidence de risque globale | Confiance dans une évidence de risque négative d'un évaluateur réaliste | 15.6 |
| | Confiance dans une évidence de risque négative d'un évaluateur conservateur | 15.4 |
| Ampleur du risque globale | Confiance dans une ampleur de risque faible d'un évaluateur optimiste | 18.0 |
| | Confiance dans une ampleur de risque élevée d'un évaluateur réaliste | 17.3 |
| Choix de la VR | VR calculée | 88.8 |
| Évidence-VR (publiée) | Jugement d'un évaluateur conservateur | 43.3 |
| | Jugement d'un évaluateur optimiste | 39.9 |
| Évidence-VR (calculée) | Jugement d'un évaluateur conservateur | 77.5 |
| | Confiance d'un évaluateur conservateur dans son jugement | 10.5 |
| Choix de la VE | VE calculée | 37.9 |
| | VE proposée | 16.0 |
| Évidence-VR (proposée) | Jugement d'un évaluateur optimiste | 36.4 |
| | Jugement d'un évaluateur réaliste | 31.4 |

Même si certains paramètres d'entrée (choix des méthodes, valeur de toxicité, concentrations dans le sol) peuvent avoir peu d'influence sur le résultat de l'évaluation, il est important de les considérer correctement pour plusieurs raisons. Premièrement, en l'absence de jugements fournis par les évaluateurs, le modèle jugera, selon les règles d'inférence et la politique de valeurs par défaut, les données entrées et complétera l'évaluation sur la base des informations disponibles. Deuxièmement, les résultats (graphiques et numériques), les différents indices et les valeurs calculées avec les données entrées fournissent des informations aux évaluateurs qui influencent leur jugement. Aussi, certains choix ou certaines valeurs, peuvent ne pas influencer le résultat d'une évaluation dans la majorité des cas, mais devenir déterminant dans certains cas. Par exemple, lorsque les données sont très variables, une valeur centile ou un intervalle de confiance à 95% peut être très différent d'une valeur minimale ou maximale.

## 7.6 APPLICATION

Le modèle *ADERE* considère les données toxicologiques, les concentrations d'exposition, les choix méthodologiques et les jugements d'un ou plusieurs évaluateurs relatifs aux données et aux valeurs estimées pour évaluer et juger l'évidence du risque. Pour illustrer le fonctionnement du modèle, un cas simple est présenté.

L'exemple considère un site contaminé par le TNT. L'évaluation des sols de ce site est réalisée sur la base d'une ÉRÉ préliminaire afin de vérifier une absence/présence de risque et de prioriser les actions relatives aux différents niveaux de contamination. Aussi, l'analyste (évaluateur réaliste) désire que le modèle considère les jugements de ses deux collègues (conservateur, optimiste). Les concentrations détectées dans les sols contaminés par le TNT peuvent varier de 0.08 µg/g à 259 000 µg/g (Hovatter *et al.*, 1997; Massson *et al., 1998*), mais un exemple typique de terrain peu contaminé (100 mg/kg) est considéré. La distribution du TNT dans le sol est généralement hétérogène en raison de ses propriétés physico-chimiques, des conditions *in situ* et du temps de résidence dans le sol. Des concentrations de cet ordre sont donc fréquentes même en bordure de section très contaminées.

Les paramètres d'évaluation retenus pour vérifier des hypothèses de perturbation issues du modèle conceptuel de l'ÉRÉ sont les effets directs sur les organismes terrestres. Les paramètres de mesure utilisés sont les analyses (données fictives) de la contamination superficielle du sol (0-30cm) par l'agent stresseur retenue (TNT) et les résultats d'étude de toxicité terrestre sur les micro-organismes, les plantes et les invertébrés terrestres. Puisque les conséquences potentielles d'une erreur de décision se limitent essentiellement à la dégradation du milieu et l'incapacité du milieu à soutenir un écosystème terrestre (faux négatif) ou à des coûts d'intervention (faux positif), les choix et les jugements devraient être relativement conservateurs. Aussi, ADERE utilise une approche conservatrice pour choisir ou juger les valeurs retenues. Le tableau 7.6 résume

l'information relative au choix des paramètres, au contaminant considéré, aux sites et aux évaluateurs désignés (*Paramètre*).

**Tableau 7.6. Informations considérées par *ADERE* pour initier l'ÉRÉ (*Paramètre*).**

| | | |
|---|---|---|
| **Identification/ ÉRÉ:** | Site fictif | |
| **Date (j/m/an):** | 20/09/98 | |
| **Paramètre d'évaluation:** | | |
| | 1) Effets directes pour les micro-organismes | |
| | 2) Effets directes pour les macrophytes terrestres | |
| | 3) Effets directes pour les invertébrés terrestres | |
| | 4) Effets directes pour les oiseaux | |
| | 5) Effets directes pour les mammifères terrestres | |
| | 6) Effets directes pour les organismes terrestres | |
| | 7) Effets directes pour les organismes aquatiques | |
| | 8) Autres (préciser): | ND |
| | Choix (1, 2, 3, 4 ou 5): | 6 |
| | Paramètre: | Organismes terrestres |
| **Contaminant:** | | |
| | 1) 2,4,6 - Trinitrotoluène | |
| | 2) Autres (préciser): | |
| | Choix (1 ou 2): | 1 |
| **Identification des sites :** | | |
| | 1) Site #1: | Site A |
| | 2) Site #2: | |
| | 3) Site #3: | |
| | 4) Site #4: | |
| **Identification des évaluateurs:** | | |
| | 1) Évaluateur #1: | PYR1 (conservateur) |
| | 2) Évaluateur #2: | PYR2 (réaliste) |
| | 3) Évaluateur #3: | PYR3 (optimiste) |

Les données toxicologiques disponibles sont compilées (*Tox*), et chacun des évaluateurs peut juger si les données sont adéquates (organismes, exposition et paramètres mesurés) et acceptables (documentation, qualité). Les évaluateurs doivent indiquer le seuil d'acceptabilité des données (*e.g.* $c$=0.5). Pour l'évaluation, le modèle ne considère que les informations dont le niveau de confiance est acceptable pour tous les évaluateurs. Si un évaluateur omet de juger la qualité des données, les informations compilées seront jugées acceptables par le modèle. Le tableau 7.7 résume les informations données par l'évaluateur PYR1 (*Toxterre*). Si elles sont jugées adéquates et acceptables par tous les évaluateurs, ces informations toxicologiques seront retenues pour l'ÉRÉ. Aussi, dans certains cas, la qualité des données n'a pu être vérifiée, et même si le niveau de confiance est altéré ($c$=0.75), les données sont jugées acceptables.

**Tableau 7.7. Données de toxicité du TNT avec les invertébrés du sol compilées par un évaluateur (sous-compartiment *Toxterrea*).**

| Organisme | Medium | Exposition | Paramètre mesuré | CSEO (µg/mL) | CMEO (µg/mL) | CE/$CL_{50}$ (µg/mL) | Données adèquates (c) | Qualité acceptable (c) | Seuil |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vers de terre(*Eisenia foetida*) | Sol forestier | 14 d | Létalité/ poids | - | 150 | 325 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| | Sol artificiel | 14 d | Poids | 110 | 140 | - | 1 | 0,75 | 0,5 |
| | Sol artificiel | 14 d | Létalité | 320 | 420 | 364,9 | 1 | 1 | 0,5 |
| | Sol forestier | 14 d | Létalité | 180 | 260 | 222,4 | 1 | 1 | 0,5 |
| | | 28 d | Létalité/ Croissance | 440 | 881 | - | 1 | 1 | 0,5 |
| | | 56 d | Reproduction | 55 | 110 | - | 1 | 1 | 0,5 |
| | | 28 d | Fragilité cellulaired | - | 55 | - | 1 | 1 | 0,5 |
| Onbata | Microcosme | 7 d | Réduction nb | 100 | 200 | - | 1 | 0,75 | 0,5 |
| Protigmata | | 7 d | Réduction nb | 100 | 200 | - | 1 | 0,75 | 0,5 |
| Fève (*Phaseolus vulgans*) | 1,7% mat. org. | - | Croissance | 10 | - | 60 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| | 7,2% mat. org. | - | Croissance | 10 | - | 60 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| Blé (*Triticum aestivum*) | 1,7% mat. org. | - | Croissance | 10 | 30 | 60 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| | 7,2% mat. org. | - | | 10 | 30 | 60 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| Gazon Blando broom (*Bromus mollis*) | 1,7% mat. org. | - | Croissance | 10 | 30 | 60 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| | 7,2% mat. org. | - | | 10 | 30 | 60 | 1 | 0,75 | 0,5 |
| Gazon Fetuce (*Festuca arundinacea*) | Sol | 14 d | Germination | - | 72 | - | 1 | 0,75 | 0,5 |

CE: Concentration efficace pour un pourcentage d'effet donné, i.e. concentration estimée, d'une substance ou d'un échantillon, qui devrait provoquer un effet particulier, létal ou non létal, pour p% des organismes exposés; $CL_{50}$: Concentration létale 50 (médiane) i.e. concentration, d'une substance ou d'un échantillon, estimée létale pour 50% des organismes exposés; CMEO: Concentration minimale avec effet observé i.e. la plus faible concentration testée produisant un effet toxique significatif chez les organismes exposés; CSEO: Concentration sans effet observé i.e. la plus forte concentration testée pour laquelle aucun un effet toxique significatif n'est mesuré chez les organismes exposés.

De la même façon, l'analyste compile les données de concentrations de TNT mesurées dans le sol pour chacun des sites sélectionnés (*Exp*), et chacun des évaluateurs peut jugé si les données sont adéquates (méthode, distribution dans l'espace et le temps) et acceptables (qualité). Les évaluateurs doivent indiquer le seuil d'acceptabilité des données (*e.g.* $c$=0.5). Le modèle ne considère que les informations dont le niveau de confiance est acceptable pour tous les évaluateurs. Si un évaluateur omet de juger la qualité des données, les informations compilées seront jugées acceptables par le modèle. Le tableau 7.8 résume les informations données par l'évaluateur PYR1 (*Expa*). Si elles sont jugées adéquates et acceptables par tous les évaluateurs, ces informations seront retenues pour l'ÉRÉ.

**Tableau 7.8. Concentration d'exposition au TNT pour le site évalué (*Expa*).**

| Échantillon | Concentration (µg/g) | Données adéquates (*c*) | Qualité acceptable (*c*) | Seuil |
|---|---|---|---|---|
| A1-A | 101 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A1-A | 95 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A2-A | 150 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A2-B | 56 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A3-A | 85 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A3-B | 78 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A4-A | 112 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A4-B | 125 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A5-A | 88 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |
| A5-B | 105 | 0,75 | 0,75 | 0,5 |

La méthode du quotient est généralement retenue en ÉRÉ préliminaire pour vérifier l'absence d'un risque. Cependant, plusieurs approches peuvent être utilisées pour déterminer les VE et les VR. La méthode retenue pour la VE, pour chacun des sites, est la valeur du 90ième centile de la distribution des concentrations mesurées ($C_{90}$). Puisque le nombre de données est faible ($n \leq 10$), la méthode retenue pour la valeur est basée sur la concentration d'effet minimale ($CMEO_{min}$). Le critère préliminaire pour les sols des sites commerciaux et industriels (60 µg/g) proposé par l'IRB et le critère calculé par Talmage (0.13 mg/L Hovatter *et al.*, 1997) sont aussi considérés. Le tableau 7.9 résume les choix des évaluateurs relatifs aux méthodes de calcul et les VR disponibles.

Le modèle calcule la VR selon la méthode sélectionnée (CMEO minimale; tableau 7.10a). Le modèle permet aussi d'intégrer les jugements (*e.g.* évidence de surestimer: $f$=1; évidence de sous-estimer la valeur: $f$=0) et la confiance (*e.g.* confiance nulle; $c$=0; confiance maximale: $c$=1) des évaluateurs dans la VR (tableau 7.10b). La fréquence $f$ d'une évidence et la confiance $c$ de chacun des jugements sont estimées selon l'expérience de l'expert sur la base de l'évidence. Il permet aussi aux évaluateurs de porter un jugement sur la valeur référence publiée (*i.e.* 60 µg/g). Aussi, les évaluateurs PYR2 et PYR3 pensent que la valeur calculées (*i.e.* 30 µg/g) est surestimées alors que l'évaluateur PYR1 a confiance que la valeur calculée soit relativement adéquate. Les évaluateurs PYR2 et PYR3 jugent la VR publiée adéquate alors que l'évaluateur PYR1

pense qu'elle est sous-estimée. Si les évaluateurs omettent de porter un jugement, le modèle juge la valeur calculée surestimées et la valeur publiée adéquate (*i.e.* VR calculée: $f$=0, $c$=1.0; VR publiée: $f$=0.5, $c$=1.0). Le jugement global pour la VR calculée est dans les deux cas plus élevé ($e$VR$_a$=0.98-1.00) que le jugement global pour la VR publiée ($e$VR$_b$=0.50). Par conséquent, la valeur calculée est retenue comme premier choix.

**Tableau 7.9. Méthodes de calcul des VE et VR (*Méthodes*).**

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Identification/ ÉRÉ:** | Site fictif | | | | | |
| **Paramètre d'évaluation:** | Organismes terrestres | | | | | |
| **Contaminant:** | TNT | | | | | |
| **Méthode de calcul de la valeur d'exposition** | | | | | | |
| 1) Valeur du 75ième centile de la distribution des concentrations mesurées ($C_{75}$) | | | | | | |
| 2) Valeur du 90ième centile de la distribution des concentrations mesurees ($C_{90}$) | | | | | | |
| 3) Concentration maximale raisonnable (CMR) | | | | | | |
| 4) Concentration maximale mesurée (Cmax) | | | | | | |
| 5) Modélisation transport/transformation | **Site:** | Site A | **Valeur:** | ND | **Référence:** | Caltox |
| | | 0 | | ND | | Caltox |
| | | 0 | | ND | | Caltox |
| | | 0 | | ND | | Caltox |
| 6) Autre | | | **Valeur:** | ND | **Référence:** | NA |
| Choix (1, 2, 3,4, 5 ou 6): | 2 | | | | | |
| **Valeur de référence** | | | | | | |
| 1) Valeur de référence du MEFQ. | | **Valeur (mg/kg sol):** | | ND | **Référence:** | NA |
| | | **Valeur (mg/L eau):** | | ND | **Référence:** | NA |
| 2) Valeur de référence ORNL | | **Valeur (mg/kg sol):** | | ND | **Référence:** | NA |
| | | **Valeur (mg/L eau):** | | 0.13 | **Référence:** | Talmage (ORNL |
| 3) Concentration minimale avec effet observé minimale (CMEOmin; $n$ < 10) | | | | | | |
| 4) Valeur du 10ième centile de la distribution des CMEO ($CMEO_{10}$; $n$ > 10) | | | | | | |
| 5) Concentration létale (CLp) | | | | | | |
| 6) Autre: | | **Valeur (mg/kg sol):** | | 60 | **Référence:** | Com/Ind. (IRB) |
| | | **Valeur (mg/L eau):** | | | | |
| Choix (1, 2, 3, 4, 5 ou 6): | 3 | | | | | |

De façon similaire, le modèle calcule les VE pour chacun des sites retenus (tableau 7.11) selon la méthode sélectionnée (tableau 7.6). Dans ce cas, la VE correspond au 90ième centile de la distribution des concentrations. Le modèle permet d'intégrer les jugements et la confiance des évaluateurs dans la valeur d'exposition de la même façon que pour les VR. La fréquence $f$ d'une évidence et la confiance $c$ de chacun des jugements sont estimées selon l'expérience de l'expert sur la base de l'évidence. Aussi, une autre VE peut

être proposée par l'un des évaluateurs. Dans ce cas, les jugements des évaluateurs sur cette valeur peuvent aussi être considérés par le modèle. Ainsi, les évaluateurs ont une bonne confiance que la VE calculée (127.5 µg/g) soit adéquate, quoique les évaluateurs PYR2 et PYR3 jugent qu'elle est surestimée alors que PYR3 juge que la VE proposée ($VE=C_{max}=150$ µg/g) est sous-estimée. Le jugement global pour la VE calculée pour le ($eVE_A=0.86$) est alors plus élevé que le jugement global de la VE proposée ($eVR_A=0.50$). Par conséquent, la VE calculée est retenue comme premier choix. Par contre, si les évaluateurs omettent de porter un jugement, le modèle juge la VE calculée adéquate et la valeur proposée surestimée (*i.e.* VE calculée: $f$=0.5, $c$=1.0; VE proposée: $f$=1.0, $c$=1.0). La valeur la plus conservatrice, *i.e.* maximum, est alors retenue.

**Tableau 7.10. Valeurs estimées avec la méthode retenue (a) et jugements relatifs aux VR estimées et publiées (b; *VR*).**

a)

| Méthode de calcul | Valeur publiée (µg/g) Concentration | Référence | Valeur estimée - sols (µg/g) Micro-organismes | Plantes | Invertébrés | Oiseaux | Mammifères | Organismes terrestres |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| CMEOmin | NA | NA | Rejeté | 30.00 | 55.00 | ND | ND | 30.00 |

b)

| Valeur de référence A calculée (µg/g) | f | $cVR_A$ | B publiée[1] (µg/g) | f | $cVR_B$ | Seuil confiance | Évaluateur |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 30,000 | 0,50 | 0,95 | 60,000 | 0,25 | 0,95 | 0,50 | PYR1 (conservateur) |
| 30,000 | 0,75 | 0,90 | 60,000 | 0,50 | 0,90 | 0,50 | PYR2 (réaliste) |
| 30,000 | 1,00 | 0,95 | 60,000 | 0,50 | 0,95 | 0,50 | PYR3 (optimiste) |

CMEOmin: CMEO publiée la plus faible; NA: Non applicable.
$c$VR: confiance de l'évaluateur pour la VR calculée (a) ou publiée (b); $c$=0-1; Confiance nulle: 0; Confiance totale: 1.0.
$f$: fréquence d'une évidence que la VR calculée (a) ou publiée (b) soit adéquate; Valeur adéquate: 0,5; Évidence de surestimation:0,5-1,0 ; Évidence de sous-estimation:0-0,5.
[1] Si plusieurs valeurs sont disponibles, la valeur minimum est retenue.

Les valeurs calculées ou proposées jugées trop faibles (évidence globale sous le seuil maximum) ne sont pas utilisées pour le calcul du risque de manière à ce que les VE et VR soient acceptables pour tous les évaluateurs.

Cet exemple illustre que des experts n'ont pas nécessairement la même confiance pour tous les jugements donnés. S'ils s'entendent sur le potentiel toxique du contaminant, leur niveau de confiance relative aux valeurs calculées ou proposées peut être sensiblement différent. Cette observation peut s'expliquer par le fait que l'évaluation de ce paramètre requiert une expertise particulière et que le niveau d'incertitude associé aux données toxicologiques (qualité, quantité, représentativité) est généralement élevée. Aussi, les évaluateurs ont accordés dans la plupart des cas une confiance plus élevée dans les VE élevées et les VR faibles (*i.e.* toxicité élevée). Leur perception après l'analyse des résultats reflète donc l'incertitude pour la valeur effective et leur accord dans l'utilisation de méthodes conservatrices. De façon générale, les scientifiques et les spécialistes associés à l'ÉRÉ sont, compte tenu de la complexité des phénomènes étudiés, prudents et rarement certains de tous les aboutissements liés à un paramètre. Par conséquent, le jugement est généralement conservateur et une confiance totale ($c$ = 1.0) devrait être marginale.

**Tableau 7.11. Jugements relatifs à la VE estimée et à la VE proposées (*VE*).**

| Identification du site | Méthode de calcul | Valeur estimée (µg/g) | Valeur d'exposition A (calculée) (µg/g) | f | $cVE_A$ | B (proposée) (µg/g) | f | $cVE_B$ | Seuil confiance | Évaluateur |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site A | | | 127,5 | 0,50 | 0,90 | 150 | 0,25 | 0,90 | 0,50 | PYR1 (conservateur) |
| | C90 | 127,5 | 127,5 | 0,75 | 0,90 | 150 | 0,50 | 0,90 | 0,50 | PYR2 (réaliste) |
| | | | 127,5 | 0,90 | 0,90 | 150 | 0,50 | 0,90 | 0,90 | PYR3 (optimiste) |

CMR: Concentration maximale raisonnable (intervalle de confiance à 95% supérieur);
$C_{90}$: 90ième centile de la distribution des concentrations mesurées;
Cmax: concentration mesurée maximale;
$c$VR: confiance relative de l'évaluateur pour la VE calculée (a) ou proposée (b); $c$=0-1; Confiance nulle: 0; Confiance totale: 1.0.
$f$: fréquence d'une évidence que la VE calculée (a) ou proposée (b) soit adéquate; Valeur adéquate: 0,5; Évidence de surestimation: 0,5-1,0 ; Évidence de sous-estimation: 0-0,5.

Le risque est estimé pour chacun des sites sélectionnés. Le modèle utilise les VE et VR retenues et calcule jusqu'à quatre IR selon une ordre décroissant de confiance pour les VE et les VR (VE#1/VR#1; VE#2/VR#1; VE#1/VR#2; VE#2/VR#2) basées sur les méthodes sélectionnées (compartiment *ER*). Le modèle calcule aussi d'autres estimés utiles ($C_{max}$, $C_{90}$, $Ce_{10}$, risque, $MS_{10}$, $IPC_{90}$, $IPCe_{10}$) qui ne sont pas affectés par les VR et VE retenues. Le tableau 7.12 présente les informations calculées par le modèle pour le

site retenues. Sur la base de ces estimés, du profil de distribution des effets (*DistEffets*; figure 7.4) et du profil de distribution des concentrations (*DistConc*; figure 7.5), chacun des évaluateurs peut porter un jugement sur l'évidence (présence/ absence) de risque et sur son ampleur potentielle pour chacun des ER retenus (tableau 7.13).

**Tableau 7.12. Estimation du risque pour le site évalué (*ER*).**

| Identification du site | Estimé de risque | $C_{max}$ (µg/g) | $C_{90}$ (µg/g) | $IPC_{90}$ (%) | $Ce_{10}$ | $IPCe_{10}$ (%) | VE (µg/g) | VR (µg/g) | IR | $MS_{10}$ | Risque (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site A | VE#1/VR#1 | 150 | 128 | 39,0 | 30,0 | ND | 128 | 30 | 4,3 | 0,235 | 3,9 |
| | VE#2/VR#1 | 150 | 128 | 39,0 | 30,0 | ND | 150 | 30 | 5,0 | 0,235 | 3,9 |
| | VE#1/VR#2 | 150 | 128 | 39,0 | 30,0 | ND | 128 | 60 | 2,1 | 0,235 | 3,9 |
| | VE#2/VR#2 | 150 | 128 | 39,0 | 30,0 | ND | 150 | 60 | 2,5 | 0,235 | 3,9 |

$C_{max}$: Concentration d'exposition maximale ; $IPC_{90}$: Valeur (centile) du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations mesurées; $Ce_{10}$: Valeur (concentration) du 10e centile de la distribution d'effets; $IPCe_{10}$ : Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution d'effets ;VE: Valeur d'exposition; VR: Valeur de référence;; IR: Indice de risque 1%; $MS_{10}$: Marge de sécurité pour un risque de 1%.

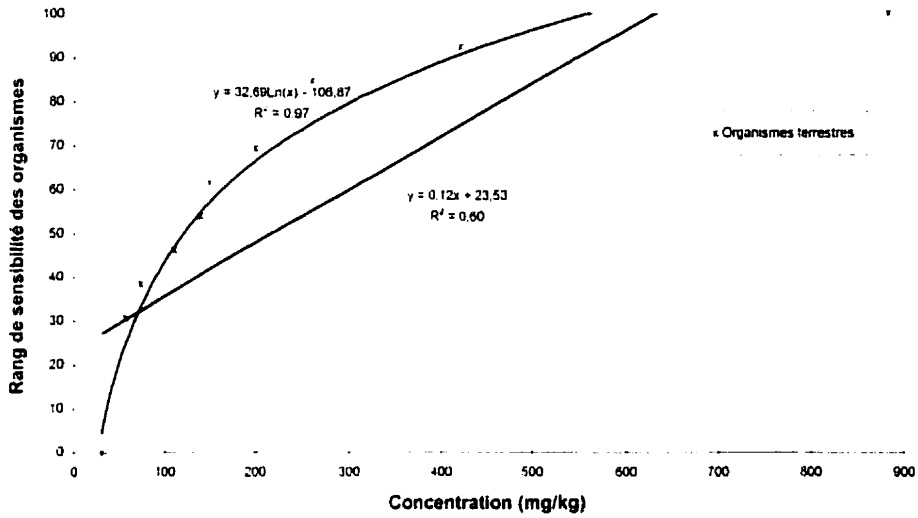



**Figure 7.4. Profil de distribution des effets considérés (*DistEffets*).**

Par exemple, les évaluateurs jugent qu'il y a évidence de risque lorsqu'ils considèrent les estimés de risque, quoique la confiance dans cette évidence est variable (*ce*R=0.50-1.0). Les jugements globaux pour des estimés montrent une évidence de risque élevée (*e*R=1.0). Aussi, la confiance dans une ampleur de risque faible est plus élevée (*ca*R=0.50-0.90) que pour une ampleur de risque élevée (*ca*R=0.0-050). L'ampleur du risque est jugée globalement faible (*a*R=0.04-0.25). De plus, en absence de jugements

externes, le modèle juge qu'il y a évidence de risque ($e$R=1.0), et l'ampleur est jugée faible ($a$R=0.50).

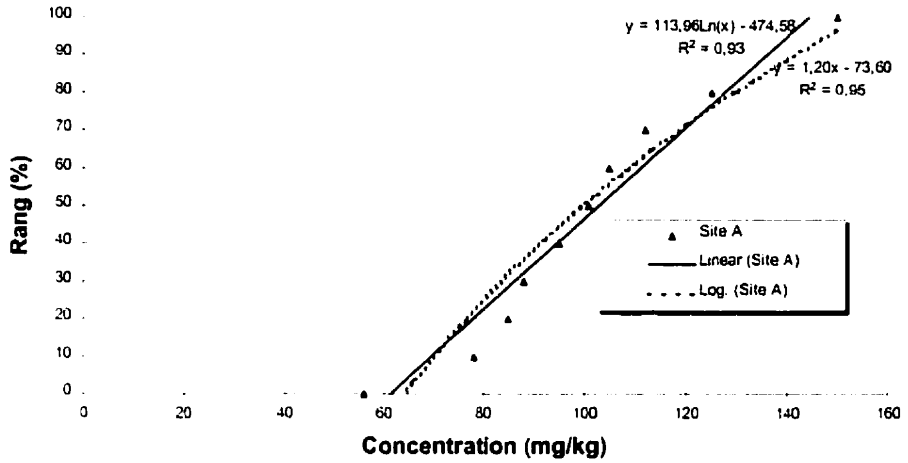



**Figure 7.5. Profil de distribution des concentrations mesurées dans les échantillons de sol pour le site C (*DistConc*).**

**Tableau 7.13. Évidence et ampleur du risque pour le site évalué (*ER*).**

| Identification du site | Estimé de risque | Évaluateur | *ce*R | | | *ca*R | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Positive | Négative | Seuil | Faible | Élevée | Seuil |
| Site A | VE#1/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,90 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,25 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,00 | 0,50 |
| | VE#2/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,90 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,25 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,00 | 0,50 |
| | VE#1/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,90 | 0,25 | 0,50 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,00 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,00 | 0,50 |
| | VE#2/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,90 | 0,25 | 0,50 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,00 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,50 | 0,50 | 0,00 | 0,50 |

*ce*R: confiance (0<c<1) de l'évaluateur dans une évidence de risque positive (f=1) ou négative (f=0); Confiance nulle:0; Confiance totale: 1.0; *ca*R: confiance (0<c<1) de l'évaluateur dans une ampleur du risque faible (f=0) ou élevée (f=1); Confiance nulle:0; Confiance totale: 1.0.

Les valeurs utilisées pour les estimées ont été considérées acceptables, suggérant que les indices calculés avec ces valeurs peuvent être considérés. Cependant, le niveau de confiance dans l'ER peut être évalué. Dans ce cas, seul les estimés jugés acceptables seront considérés pour les conclusions de l'ÉRÉ. Ainsi, l'approche du poids des évidences peut être utilisée pour évaluer le niveau de confiance relatif de chacun des

estimés retenues (*Poids*). Chacun des évaluateurs doit donner une cote (1 à 5) à des attributs identifiés (tableau 7.14a). Ces attributs sont regroupés en trois catégories (degré d'association entre l'ER et le paramètre d'évaluation, qualité des données, design et exécution des activités menant à l'estimé de risque). Le modèle assigne un poids à chacun des ER (tableau 7.14b) en utilisant des facteurs de pondération (préalablement déterminés par un groupe de spécialistes) et les cotes globales (moyenne géométrique des cotes; 1 à 5) reflétant le jugement des évaluateurs, puis il détermine si les estimés sont acceptables (*i.e.* poids $\geq 3$). Dans ce cas, tous les ER sont jugés acceptables.

Lorsqu'ils sont disponibles, les jugements des évaluateurs sur l'évidence et l'ampleur du risque sont utilisés pour déterminer s'il y a présence ou absence de risque et, lorsque possible, ils déterminent l'ampleur probable de ce risque pour chacune des méthodes d'estimation retenues. Le compartiment *Conclusions* gère les informations précédentes et donne, pour chacun des sites évalués et des ER retenus, des conclusions claires tant qu'à l'évidence de risque (positive, négative, indéterminée) et, s'il y a lieu, à son ampleur (faible, faible-élevée, élevée, indéterminée). Sinon, le modèle juge les données selon des règles précises. Lorsqu'il a été déterminé, le modèle vérifie si le niveau de confiance des ER est acceptable. Puis, l'évidence ou l'absence de risque est déterminée pour chacun des ER acceptables (*CEA*). Dans cet exemple, tous les estimés sont "acceptables" (tableau 7.15). Le site évalué présente une évidence de risque positive, et son ampleur est considérée faible avec tous les estimés de risque utilisés.

Le modèle présente, pour chacun des sites évalués, des conclusions simplifiées concernant l'évidence de risque (positive, négative, indéterminée) et, s'il y a lieu, de son ampleur (faible, faible-élevée, élevée, indéterminée). Ces conclusions, qui peuvent être transmises directement au gestionnaire, pourront ainsi faciliter la prise de décision pour les actions à prendre (*e.g.* évaluation détaillée, décontamination). Ainsi, les évidences de risque relatives à chacun des sites sont considérées, mais l'évidence ou l'absence de risque est déterminé de façon globale. Dans le cas du site fictif considéré, l'évidence de

risque est jugée positive par *ADERE*, de façon globale puisqu'il y a évidence de risque avec chacun des ER retenus. L'ampleur du risque, quant à elle, est jugée, "faible" puisque que tous les estimés considérés sont faibles. Le tableau 7.16 présente les conclusions de l'ÉRÉ relatives au paramètre d'évaluation donnés par le modèle.

**Tableau 7.14. Côtes données par les évaluateurs (a) et niveaux de confiance calculés (b) pour chacun des ER (*Poids*).**

a)

| Attribut | VE#1/VR#1 | | |
|---|---|---|---|
| | PYR1 (conservateur) | PYR2 (réaliste) | PYR3 (optimiste) |
| 1. Relation entre l'estimé de risque et le paramètre d'évaluation | | | |
| -Degré d'association | 3 | 4 | 4 |
| -Corrélation "agent stresseur/réponse" | 3 | 3 | 4 |
| -Utilité des mesures | 3 | 4 | 4 |
| 2. Qualité des données | | | |
| -Niveau d'atteinte des objectifs de qualité | 3 | 3 | 4 |
| 3. Design et exécution des activités | | | |
| - Spécificité | 3 | 3 | 4 |
| -Sensibilité | 3 | 3 | 4 |
| - Représentativité spatiale | 3 | 4 | 4 |
| - Représentativité temporelle | 3 | 3 | 4 |
| - Quantification | 3 | 3 | 4 |
| - Méthodes standards | 3 | 3 | 4 |

b)

| Attribut | Facteur de pondération | Cote/ estimé de risque[1] | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | VE#1/VR#1 | VE#2/VR#1 | VE#1/VR#2 | VE#2/VR#2 |
| 1. Relation entre l'estimé de risque et le paramètre d'évaluation | | | | | |
| -Degré d'association | 1.0 | 3.6 | 3.6 | 3.6 | 3.6 |
| -Corrélation "agent stresseur/réponse" | 0.7 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 |
| -Utilité des mesures | 0.5 | 3.6 | 3.6 | 3.6 | 3.6 |
| 2. Qualité des données | | | | | |
| -Niveau d'atteinte des objectifs de qualité | 0.8 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 |
| 3. Design et exécution des activités | | | | | |
| - Spécificité | 0.5 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 |
| -Sensibilité | 0.5 | 3.3 | 3.3 | 4.3 | 4.3 |
| - Représentativité spatiale | 0.4 | 3.6 | 3.6 | 3.6 | 3.6 |
| - Représentativité temporelle | 0.2 | 3.3 | 2.3 | 3.3 | 2.3 |
| - Quantification | 0.2 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 |
| - Méthodes standards | 0.2 | 3.3 | 3.3 | 3.3 | 3.3 |
| Poids | | 3.4 | 3.4 | 3.5 | 3.5 |

[1] 1à 5 selon le niveau de conformité de l'estimé de risque à chacun de ses attributs

**Tableau 7.15. Conclusions relatives au paramètre d'évaluation pour chacun des ER considérés (*CEA*).**

| Identification | Estimé de risque | Confiance[1] | Évidence de risque[2] | Ampleur[3] |
|---|---|---|---|---|
| Site A | VE#1/VR#1 | Acceptable | Oui | Faible |
| | VE#2/VR#1 | Acceptable | Oui | Faible |
| | VE#1/VR#2 | Acceptable | Oui | Faible |
| | VE#2/VR#2 | Acceptable | Oui | Faible |

[1] Non acceptable/ Très faible/ Faible/ Acceptable/ Élevée; [2] Oui/ Non/ Indéterminé; [3] Faible/ Élevée/ Indéterminée

**Tableau 7.16. Conclusions relatives au paramètre d'évaluation pour chacun des sites considérés (*Conclusions*).**

| Identification | Évidence de risque[1] | Ampleur[2] |
|---|---|---|
| Site A | Oui | Faible |

[1] Oui/ Non/ Indéterminé; [2] Faible/ Élevée/ Indéterminé

# 8. ÉRÉ DE SOLS CONTAMINÉS PAR DES SUBSTANCES ÉNERGÉTIQUES – CAS DU 2,4,6-TRINITROTOLUÈNE

## *8.1 INTRODUCTION*

Cette section présente les résultats d'une ÉRÉ préliminaire d'un site contaminé par le TNT au moment de sa production au cours des années quarante. L'approche utilisée s'inspire des différentes procédures existantes (US EPA, CME, PÉRÉ), avec lesquelles elle est compatible, et d'une étude de cas relativement bien documentée (Salomon *et al.* 1996). Toutefois, cette ÉRÉ ne peut être considérée complète et comporte certaines limites. Considérant la nature du projet de recherche, certaines informations n'ont pas été considérées ou documentées afin de réduire la complexité de l'analyse limitant du même coup la portée de cette ÉRÉ. Ainsi, l'élaboration du modèle conceptuel est basée sur un nombre restreint d'éléments spécifiques au site alors que l'analyse des récepteurs est générale et se limite surtout à la viabilité du sol. Cette étude de cas servira à valider le modèle (chapitre 9) présenté au chapitre 7.

## *8.2 PLANIFICATION*

### 8.2.1 Problématique

Certaines caractérisations chimiques effectuées au cours des dernières années sur le site étudié afin d'identifier les zones contaminées, les principaux contaminants et leurs concentrations dans le sol et l'eau souterraine montrent que le TNT se retrouve encore en quantité importante dans le sol et l'eau souterraine. La contamination est hétérogène et les zones les plus contaminées correspondent aux sites de production du TNT. Considérant, la toxicité de ce contaminant et de certains de ses métabolites de dégradation pour les organismes, les sols contaminés par le TNT représentent un danger potentiel pour les différents niveaux d'organismes incluant l'homme.

Au Canada, il n'existe présentement pas de critères génériques ou de normes environnementales pour le TNT et les autres substances nitroaromatiques tel le 2,4-dinitrotoluène (2,4-DNT) et le 2,6-dinitrotoluène (2,6-DNT), ou nitrohétérocycliques tel l'hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) et l'octohydro-1,3,5,7-tétranitro-1,3,5,7-tétrazocine (HMX). Les autorités canadiennes et américaines en collaboration avec les centres de recherche tentent actuellement de développer ces critères.

L'évaluation du site est nécessaire afin d'identifier les zones qui présentent un risque pour les organismes. Aussi, l'ÉRÉ permettra de déterminer si la contamination dans les zones contaminées à l'étude entraîne le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu.

### 8.2.2 Base de l'évaluation

L'évaluation des sols est réalisée sur la base d'une ÉRÉ pour différents niveaux de contamination (zone contaminée, zone adjacente immédiate). Chacune des zones, dont la superficie varie d'environ 25 à 100 $m^2$, est délimitée sur la base des caractérisations préliminaires. Pour la présente évaluation, quatre zones contaminées et une zone de référence ont été retenues (site A: zone fortement contaminée par la TNT; site B: zone adjacente à la zone A; site C: zone de référence non contaminée par le TNT; site D: zone à proximité d'une zone fortement contaminée par la TNT; site E: zone à proximité d'une zone fortement contaminée par la TNT). Ces zones ont été sélectionnées arbitrairement pour l'étude de cas et correspondent à des lieux de production qui ne sont plus en opération depuis plusieurs décennies. Pour cette étude, aucune entité biologique ou écologique ne fait l'objet d'une préoccupation particulière. Ainsi, l'ÉRÉ sera portée sur les organismes terrestres et aquatiques pouvant être affectés par la présence du TNT.

### 8.2.3 Objectif général de l'évaluation

Sur la base d'une ÉRÉ préliminaire, établir le risque écotoxicologique d'un site contaminé par le TNT, et déterminer si le site ou certaines zones du site présentent un risque significatif par rapport à un site de référence.

Cet objectif a été déterminé en considérant les besoins relatifs aux critères génériques (valeurs non déterminées), les conséquences possibles de risques associés aux zones contaminées et le besoin de comparer et de mettre en priorité les niveaux de contamination présents sur le site étudié.

## *8.3 MODÈLE CONCEPTUEL*

### 8.3.1 Analyse des renseignements

***Renseignements disponibles***

Il n'existe pas de rapports techniques spécifiques au site à l'étude disponibles. Par conséquent, l'analyse est principalement réalisée à partir d'ouvrages scientifiques et des travaux de recherche en cours (Masson *et al.* 1998; Robidoux *et al.* 1998c; 1998d; données non publiées). L'inventaire réalisé indique la présence de TNT, mais relève aussi la présence de produits de dégradation (métabolites du TNT) et de certains métaux en quantité relativement faible. La contamination peut varier de 1 à 259 000 mg/kg de TNT selon la zone considérée.

***Visite de terrain***

Le site étudié, situé dans une zone industrielle à proximité d'un important cours d'eau, appartient à une compagnie qui produit des substances énergétiques (SE). Une visite du terrain a permis de colliger certaines informations. La contamination est hétérogène et les zones les plus contaminées correspondent aux sites de production du TNT. La zone potentiellement contaminée occupe une superficie d'environ 4000m$^2$. Le site est zoné industriel et ceinturé de terrains agricoles (annexe VIII). La végétation est constituée

principalement de graminées (herbes longues). Quelques arbustes, principalement des espèces ligneuses de succession (*e.g.* sorbier), et arbres matures sont présents à proximité des zones contaminées. Des invertébrés (*e.g.* ver de terre) ont été observés dans le sol dans des zones à proximité des zones contaminées. La présence de mammifères (*e.g.* marmottes, renard) et d'oiseaux (*e.g.* passeriformes) près du site a aussi été notée. Un petit canal (ruisseau) facilite l'égouttement du terrain. Le TNT n'est plus produit par la compagnie depuis plusieurs années. Cependant, les activités qui ont eu cours dans les années quarante (fabrication, entreposage) ont entraîné la contamination des sols. Des rapports de caractérisation récents ont identifié la présence de TNT et de certains de ses métabolites de dégradation dans les sols et l'eau souterraine du site. La présence de ce contaminant dans le sol et l'eau souterraine peut présenter un risque pour l'environnement.

***Nature de l'agent stresseur***

Le TNT est, dans cette étude, la substance préoccupante si l'on considère les teneurs de cette SE et de ses métabolites. Les activités de la compagnie ne donnent pas d'informations sur la présence des autres contaminants.

Le TNT est la SE la plus répandue en raison de son faible point de fusion, sa stabilité, sa faible sensibilité à l'impact et à la friction ainsi qu'aux hautes températures. Ses méthodes de production sont relativement sécuritaires. Le TNT a été découvert en 1863 par Wilbrand. Il a été utilisé par la défense militaire allemande dès 1902 comme principal explosif pour les cartouches, les bombes et les grenades. Il a rapidement été adopté par d'autres pays, et durant la deuxième guerre mondiale, des millions de tonnes de TNT ont été produites et utilisées dans des mélanges d'explosifs. La formule structurale du TNT et ses principales caractéristiques sont présentées aux annexes IX et X (Yinon, 1990; Rosenblatt *et al.*, 1991; Daniels et Knezovich, 1994).

***Source de la contamination***

Le TNT produit par la manufacture a été dispersé dans l'environnement lors du procédé de production, de son transport ou de sa manutention, de son utilisation ou de sa disposition par traitement thermique en milieu ouvert.

Des informations sur le site, issues des caractérisations chimiques permettent d'identifier les endroits problématiques (Masson *et al.* 1998; Robidoux *et al.* 1998c; 1998d; rapports de caractérisation; données non publiées). Certaines sections du site sont hautement contaminées par le TNT et/ou par d'autres SE (*e.*g. RDX) alors que les concentrations dans certains échantillons de sol sont non détectables. Selon les différents rapports de caractérisation, les concentrations dans les sols varient, pour l'ensemble des sites contaminés par des explosifs de 0.08 à 259 000 µg/g (Talmage et Opresko, 1995; Hovatter *et al.*, 1997; Masson *et al.* 1998) sur les sites contaminés. Les concentrations dans l'eau souterraine de ces sites sont aussi relativement élevées (0.4 à 75 500 µg/L). Les concentrations dans l'eau de surface à proximité des lieux contaminés sont généralement peu élevées (1.0 à 3 375 µg/L; Hovatter *et al.*, 1997) en raison de la dilution et de la photolyse du TNT. Cependant, les sédiments peuvent contenir des teneurs très élevées (711 000 mg/kg).

De façon générale, plusieurs sections du site évalué sont contaminées par le TNT et ses métabolites de dégradation. La distribution du TNT dans le sol est relativement hétérogène en raison de ses propriétés physico-chimiques, des conditions *in situ* et du temps de résidence dans le sol (plusieurs années). Les concentrations résiduelles varient aussi selon la section considérée.

Les sols sont de nature argileuse ou sablonneuse et les concentrations, qui varient d'une zone à l'autre, peuvent atteindre 20 256 mg/kg (Masson *et al.*, 1998). De plus, l'analyse de certains morceaux de TNT recueillis (<10cm) présente une pureté très élevée (≅100%, p/p). Certaines zones contaminées sont bien délimitées en raison de la nature de la

contamination puisqu'elles constituaient un endroit de travail. La nature de la contamination est reliée aux déversements sur le sol.

***Transport et transformation***

Considérant les informations disponibles, il apparaît que le TNT migre verticalement. Ainsi, les teneurs élevées de TNT dans l'eau souterraine laissent supposer que le transport est toujours actif. Le transport du TNT ou des sols contaminés de façon horizontale (*e.g.* vent) semble négligeable si l'on considère que les concentrations sont nulles à quelques mètres des zones hautement contaminées.

La photolyse est le principal processus de transformation dans les sols et les eaux de surface (Talmage et Opresko, 1995). Dans l'eau, le TNT est rapidement transformé par photolyse avec comme résultat, le développement d'une eau de couleur rosée riche en composés nitroaromatiques. La demi-vie mesurée du processus photolytique est de 0.5 à plusieurs heures. Le processus peut être accéléré par la présence de produit de dégradation et de composés organiques naturels dans l'eau. Les principaux produits de transformation dans l'eau naturelle sont: le 1,3,5-trinirobenzène (TNB), le 4,6-dinitroanthranil, le 2,4,6-trinitobenzaldehyde, le 2,4,6-trinitrobenzonitrile, et l'acide trinitrobenzoique. D'autres dérivés azo et azoxy formés par la combinaison de nitroso et d'hydroxilamine ont aussi été identifiés. Le TNT peut être plus persistant en profondeur et en eaux troubles là où la lumière est atténuée. Toutefois, la photolyse ne devrait pas être un mécanisme de transformation important dans l'eau souterraine.

Les études de sorption du TNT dans le sol et les sédiments montrent que les coefficients de partition $K_p$ (μg de TNT dans le sol/g de sol ÷ μg de TNT dans l'eau/g d'eau) varient entre 4 et 53 indiquant une faible sorption. Des sols provenant de sites de production d'explosifs ont été testés pour l'adsorption et la désorption (Pennington, 1988). L'état d'équilibre de l'adsorption ou de la désorption de ces sols silteux, avec un contenu faible en carbone organique (0.3-3.3%), peut être atteint en 2 heures. Avec l'addition de 320 μg

de TNT/g de sol, l'adsorption varie entre 7.5 à 32%. Les désorptions séquentielles à l'eau montrent que le TNT peut être presque entièrement (88%) désorbé après trois cycles. Aussi, l'adsorption est plus élevée dans les sols argileux (32% initialement et 23% après les désorptions séquentielles).

Le TNT est biodégradable dans l'eau, le sol, les sédiments et les boues par différentes espèces de bactéries et de champignons en condition aérobique ou anaérobique (Spanggord, 1980a). La demi-vie du processus peut varier de quelques jours à quelques mois dans l'eau de surface (Spanggord, 1980b; ATSDR, 1993). La réduction des groupes nitro est la première étape dans la transformation. L'ajout de nutriments organiques ou de sédiments accélère les processus. Les métabolites formés dans l'eau, le sol et les sédiments incluent: les hydroxyaminodinitrotoluènes, le 2-aminodinitrotoluène (2A-DNT), le 4-aminodinitrotoluène (4A-DNT), le 2,4-diamino-6-nitrotoluène (2,4-DANT), le 2,6-diamino-4-nitrotoluène (2,6DANT), le 2,4,6-triaminotoluène (TAT) et les composés tétranitroazotoluènes (Won *et al.*, 1974; McCormick *et al.*, 1976; Parrish, 1977; Burlinson, 1978; Carpenter *et al.*, 1978; Hoffsommer, 1978; Sunahara *et al.*, 1998). Cependant, la minéralisation est incomplète dans la plupart des cas rapportés, à moins que les conditions soit strictement contrôlées (Fernando, 1990; Funk, 1993; Marvin-Sikkeman, 1994). Le 2A-DNT et le 4A-DNT, apparaissant très rapidement dans les sols contaminés par le TNT, augmenteraient dramatiquement après 10 jours, et représenteraient après 60 jours plus de 80% de l'activité des dérivés du TNT dans certains sols (Cataldo *et al.*, 1989). Toutefois, contrairement à ce que laissent supposer les études théoriques, les concentrations de TNT sur le site étudié semblent relativement stables (Hawari, 1998; données non publiées). Ainsi, les concentrations mesurées au cours des dernières années n'ont pas diminuées de façon significative.

***Bioconcentration et bioaccumulation***

Sur la base des facteurs de bioconcentration (FBC) disponibles, le TNT aurait un faible potentiel de bioconcentration. L'annexe XI présente les FBC du TNT, publiés dans la littérature scientifique, pour les espèces terrestres et aquatiques. La bioaccumulation dans la chaîne alimentaire est aussi considérée négligeable. Les données sont cependant peu nombreuses à l'heure actuelle et sont inconnues pour les invertébrés et les oiseaux.

***Effets toxicologiques***

**Toxicité terrestre**

Aucune étude chronique ou sous-chronique n'a été réalisée avec le TNT pour les mammifères sauvages (Hovatter *et al.*, 1997). Des essais réalisés sur des rats de laboratoire sont cependant disponibles. Le tableau 8.1 présente une synthèse des résultats de tests de toxicité réalisés sur des espèces terrestres en laboratoire avec le TNT et certains de ses métabolites tandis que l'annexe XII résume l'ensemble des données toxicologiques disponibles pour le TNT (Opresko, 1995; Caumartin *et al.*, 1998). Le TNT a été administré à des chiens, des rats et des souris dans une étude de 13 semaines (Dilley, 1982). Des symptômes de toxicité et des signes cliniques (diarrhée, urine orange, perte de poids, anémie, augmentation du poids du foie, des surrénales et de la rate) ont été observés chez les beagles ayant reçus 20 mg/kg/d de TNT. Les études avec des rats Sprague-Dawley ont démontré la présence de plusieurs effets toxiques (anémie, réduction du gain de poids, rate, testicules). L'atrophie des testicules demeure, après 4 semaines de récupération. Des effets sur la rate, le foie et les testicules ont aussi été observés à des doses de 125 à 300 mg/kg/d avec les rats Fisher 344 (Levine *et al.*, 1981).

**Tableau 8.1. Toxicité terrestre du TNT, du TNB et du 2A-DNT.**

| Contaminants | Mammifères | | | Plantes | Invertébrés | Micro-organismes |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Espèce | Effet | CSEO (mg/kg/d) | CMEO | CMEO | CMEO |
| TNT | Rat | Foie | 0.5 | 5 mg/L<br>30 mg/kg | 55 mg/kg | 2.5 mg/L[a] |
| TNB[a] | Souris | Dégénérescence des testicules | 6.7 | ND | ND | 1-100[b] mg/L |
| 2A-DNT[a] | ND | ND | ND | | | >80 mg/kg |

ND: Non déterminé; CSEO: Concentration sans effet observé; CMEO: Concentration minimale avec effet observé.
[a]Mutagénicité détectée à 1.1 mg/L; [b]Medium: YEG solide.
[a] Hovatter *et al.* 1997

Dans une autre étude de toxicité de 6 mois, la dose la plus élevée 32 mg/kg/d fut létale pour 2 chiens femelles et la toxicité pour le foie put être observée jusqu'à 0.5 mg/kg/d (Levine *et al.*, 1990). Des études de toxicité chroniques avec le rat Fisher 344 ont révélé qu'après 24 mois, les effets toxiques majeurs à 10 et 50 mg/kg/d sont l'anémie, l'hépatotoxicité, les lésions urogénitales et au niveau de la rate. Les taux de survie ne sont pas affectés à ces concentrations, mais une perte de poids peut être mesurée. Des lésions au niveau des reins ont aussi été observées (Furedi-Machacek *et al.*, 1984). Dans une autre étude de toxicité chronique, des souris B6C3F1 ont montré des effets d'anémie et d'hépatotoxicité à 70 mg/kg/d. Des doses de 10 à 70 mg/kg/d réduisent les gains de poids sans toutefois affecter la survie des organismes. Le poids et l'apparence microscopique des testicules n'ont pas été affectés (Furedi-Machacek *et al.*, 1984). Aucune étude de toxicité chronique ou sous-chronique du TNT et de ses dérivés pour les oiseaux n'est disponible.

Le TNT réduit la croissance des plantes. Les concentrations provoquant un effet varient selon l'espèce étudiée, la durée d'exposition et la méthode utilisée. La croissance en solution hydroponique avec *Cyperus esculentus* (yellow nutsedge) exposée 42 jours à 5mg/L TNT est affectée (Palazzo et Leggett, 1986). Cependant, des sols contaminés par

80 µg/g sec de TNT n'affectent pas de façon significative cette espèce après 45 jours d'exposition (Pennington, 1988). Une réduction de 25% de la croissance peut être observée à 30 mg/kg avec la fève (*Phaseolus vulgaris*), le blé (*Triticum aestivum*) et une espèce de gazon (*Bromus mollis*). La taille des plantes est réduite de plus de 50% à 60 mg/kg (Cataldo *et al.*, 1989). L'élongation radiculaire de la laitue (*Lactuca sativa*) exposé 96h au TNT dans un agar est aussi affectée ($EC_{50}$ = 2.34 mg/L; Toussaint, 1995). La germination et la croissance du concombre (*Cucumus sativus*) et du radis (*Raphamus sativus*) semblent aussi affectées par des échantillons de sols contaminés par du TNT (CMEO = 7-19 mg/kg). Cependant, la toxicité des échantillons, fortement corrélée avec les concentrations de TNT, pourrait être biaisée par la présence d'autres contaminants (Simini *et al.*, 1995).

Dans un sol artificiel (silice) le TNT (100 mg/kg) provoque l'inhibition de la germination (20%) et de la croissance (40%) de l'orge (*Ordeum vulgare*) lors d'une exposition de 16 jours. Cependant, le même sol n'a pas d'effet significatif sur la laitue (*Lactuca sativa*). L'élongation radiculaire de la laitue sur papier filtre est réduite par des solutions de TNT de 1ppm (0.016 $\mu g/cm^2$) à 25 ppm (0.393 $\mu g/cm^2$), et la $CE_{50}$ calculée est approximativement 0.039 $\mu g/cm^2$ (Renoux *et al.*, 1997).

Des effets sous-létaux (poids) ont été mesurés par Phillips *et al.* (1993) chez le ver de terre (*Eisenia fetida*) à partir de 140 mg/kg de TNT dans un sol artificiel OCDE . Les effets létaux n'ont cependant pas été observés à la concentration maximale utilisée dans l'étude (200 mg/kg). Des résultats analogues ont été obtenus lors de la contamination artificielle par du TNT d'un sol forestier. Dans ce cas, des effets sous-létaux (poids) et létaux ont été mesurés à 150 mg/kg, concentration minimale utilisée dans cette étude. Les taux de mortalité mesurés atteignaient 13% à 300 mg/kg, 80% à 400mg/kg, et 100% à 500mg/kg.

Des résultats similaires ont été obtenus par des études réalisées à l'Institut de recherche en biotechnologie (IRB; Renoux, 1997; Sunahara *et al.*, 1998a; Robidoux *et al.*, 1998c; 1998h; 1998i). Dans ces études des effets létaux ont été mesurés chez le ver de terre (*Eisenia fetida*) à partir de 420 mg/kg de TNT dans un sol artificiel OCDE, et à partir de 260 mg/kg de TNT dans un sol forestier. Une récente étude présente aussi les effets sous-létaux (croissance) et chronique (reproduction) chez cette espèce (Robidoux *et al.*, 1998i). Des effets sur la croissance ont été mesurés après 28 jours d'exposition à partir de 881 mg/kg de TNT tandis que des effets sur la reproduction peuvent être mesurés à partir de 110 mg/kg de TNT. L'utilisation d'un biomarqueur cellulaire ($TRRN_{50}$), avec les organismes adultes exposés 28 jours à des sols contaminés artificiellement par du TNT montre des effets sous-létaux à partir de 55 mg/kg (Robidoux *et al.*, 1998e; 1998d; 1998g).

Les résultats publiés par l'Armée américaine (Simini *et al.*, 1995) avec des sols contaminés par des explosifs provenant de l'usine de munitions de l'Armée de Joliet (Illinois) démontrent que la survie et la croissance du ver de terre (*Eisenia fetida*) ont été réduites par des concentrations de TNT dans le sol de 7 et 19 mg/kg. La toxicité des échantillons, fortement corrélée avec les concentrations de TNT, pourrait cependant être biaisée par la présence d'autres SE (*e.g.* RDX, HMX).

L'étude de deux autres sites contaminés (Radford,VA et Milan, TN), produite par les mêmes auteurs avait démontré des effets létaux et sous-létaux du TNT et de ses dérivés pour le ver de terre (Phillips *et al.*, 1993). Lors de leur étude préliminaire, les échantillons du site de Milan et du site de Radford (non-fortifiés) après dilution à 10% n'avaient pas démontré d'effet. La toxicité du sol n'a cependant pas été mesurée à des concentrations supérieures à 10%. Cependant, le sol non-dilué de Radford, fortifié avec du 2,4-DNT et du 2,6-DNT, présentait des concentrations létales de TNT et de ses dérivés (60µg/g TNT; 100µg/g TNB; 125µg/g 2,4-DNT; 40µg/g 2,6-DNT) pour le ver de terre. Dilué à 50% avec du sol artificiel OCDE les effets létaux demeurent, tandis qu'à

25% ils disparaissent. Cette dilution (15µg/g TNT; 25µg/g TNB; 31.25µg/g 2,4-DNT; 10µg/g 2,6-DNT) provoque des effets significatifs sur le poids des organismes. Il n'est cependant pas possible de déterminer à partir de cette étude quelles composantes contribuent à l'effet.

Dans une étude en microcosme exposé durant 7 jours à 200 mg/kg de TNT, le nombre total de microarthropodes a été réduit de 50%. Cette différence n'est cependant pas statistiquement significative (Parmelee, 1993). Les concentrations de TNT de 20mg/L et plus inhibent la croissance de plusieurs champignons, levures, actinomycètes et bactéries gram+ (Osmon et Klausmeier, 1972; Klausmeier *et al.*, 1974). Cependant, les bactéries gram+ peuvent dégrader le TNT jusqu'à 200 mg/L (Hovatter *et al.*, 1997). Aucun effet n'a été observé chez les micro-organismes dans des boues contaminées par 80 mg/kg de 2A-DNT (Pennington, 1988).

**Toxicité aquatique**

Le tableau 8.2 présente la synthèse des informations de toxicité aiguë et chronique pour le TNT et certains de ses métabolites sur la faune aquatique tandis que l'annexe XIII résume l'ensemble des données toxicologiques disponibles pour le TNT. Les données ont été générées à partir de protocoles standardisés ASTM ou USEPA (Hovatter *et al.*, 1997).

Au niveau de la toxicité aiguë, le TNT et le TNB semblent plus toxiques pour les micro-organismes et les poissons que pour les invertébrés. Aussi, la truite arc-en-ciel (*Onchorhynchus mykiss*) s'est avérée l'espèce de poisson la plus sensible ($CL_{50}$=0.8-3.7 mg/L). Les données limitées concernant le 2A-DNT montrent cependant qu'il est plus toxique pour un invertébré (*Daphnia magna*; $CE_{50}$=4.6 mg/L) comparativement au poisson (*Pimephales promelas*; $CL_{50}$=15.1 mg/L). Le 2A-DNT ne provoque pas d'effets détectables chez les algues tandis que le TNT et le TNB réduit de façon significative leur croissance. Il faut noter que l'intensité de la lumière utilisée pour le test de croissance

alguale entraîne la photolyse du TNT. Les résultats sont, par conséquent, difficiles à interpréter. De la même façon, en eau naturelle, le TNT peut être dégradé rapidement (demi-vie: 3 à 22 heures) et être accéléré par la présence de substances naturelles (Spanggord, 1980).

**Tableau 8.2. Toxicité aquatique du TNT, du TNB et du 2A-DNT.**

| Contaminant | Toxicité aiguë | | | | Toxicité chronique |
|---|---|---|---|---|---|
| | Micro-organismes $CE_{50}$ (mg/L) | Algues $CE_{50}$ (mg/L) | Invertébrés $CE_{50}$ (mg/L) | Poissons $CL_{50}$ (mg/L) | CMEO (mg/L) |
| TNT | 0.95-2.8 (*Vibrio fischeri*) | 1.5 (Selenastrum capricornutum) | >4.4 - 27.0 | 0.8 - 3.7 | 0.034 (*Vibrio fischeri*) <0.04 (*Pimephales promelas*) |
| TNB[a] | - | <0.10 | 2.98 | 0.43 - 0.85 | <0.08 (*Onchorhynchus mykiss*) |
| 2A-DNT[a] | - | >50 | 4.6 | 15.1 | ND |

*Note*, ND: Non déterminé; $CE_{50}$: Concentration effective causant une réponse sous-létale chez 50% de la population; $CL_{50}$: Concentration létale pour 50% de la population; CSEO: Concentration sans effet observé.
[a] Hovatter *et al.* 1997

Le tableau 8.2 présente aussi les plus faibles valeurs de résultats de toxicité chronique (*i.e.* CMEO). Des concentrations aussi faibles que 0.93 mg/L de TNT ou 0.17 mg/L de TNB diminuent la survie larvaire chez la truite. Des effets sur la longueur et le poids des alevins peuvent être observés à 0.49 mg/L de TNT et 0.17 mg/L de TNB. Le taux d'éclosion est affecté chez le mené tête-de-boule à 0.04 mg/L de TNT.

### *Problématique écotoxicologique*

Les renseignements disponibles ont été jugés suffisants pour initier l'ÉRÉ. Cependant, ils limitent la portée de l'évaluation. Les données de toxicité sont peu nombreuses pour certains groupes d'organismes (*e.g.* invertébrés) et absentes pour certains autres (*e.g.* oiseaux). Les données devraient toutefois permettre de considérer les récepteurs et voies d'exposition minimums (flore microbienne, plantes, invertébrés du sol; contact direct),

d'évaluer la viabilité du sol et de vérifier une absence de risque significatifs pour les organismes aquatiques.

Les récepteurs écologiques susceptibles d'être exposés sont surtout les organismes associés à la viabilité du sol tel la flore microbienne, les plantes et les invertébrés. Cependant, d'autres organismes supérieurs tel des petits mammifères (*e.g.* souris), des grands mammifères (*e.g.* chevreuils) et des oiseaux (*e.g.* passeriformes) pourraient être exposés.

Les données de caractérisation disponibles concernent surtout la contamination superficielle (0-15cm) et sont relativement peu nombreuses. Elles devraient quand même permettre une évaluation spécifique des zones considérées adéquate. Les données seraient cependant insuffisantes pour la réalisation d'une ÉRÉ sur l'ensemble du site.

### 8.3.2 Assemblage du modèle conceptuel

La source de stress potentiel est liée à la présence de SE. Les renseignements disponibles indique la présence de TNT et de certains de ses métabolites. Le risque associé aux métaux qui peuvent être présents dans les zones considérées n'est pas considéré dans cette étude compte tenu des faibles concentrations rapportées dans les caractérisations antérieures. L'ordre de grandeur de la contamination peut varier de 1 à 259 000 mg/kg de TNT selon la zone considérée (Masson *et al.*, 1998). L'ampleur de la contamination est estimée à plus de 4 000 $m^3$, répartie sur plusieurs zones de nature (sablonneuse, argileuse) et de contaminations différentes. La contamination du sol par les SE est hétérogène (plusieurs zones) et s'étend sur une période de plus de 50 ans. En général, le TNT se trouve surtout dans la phase particulaire du sol de surface puisqu'il est peu soluble. D'autre part, les études montrent que le TNT peut être facilement désorbé, passant ainsi dans la phase aqueuse ou il serait biodisponible. Aussi, les concentrations à l'intérieure d'une même zone sont relativement variables dans l'espace (profondeur, superficie).

Les concentrations élevées de TNT dans l'eau souterraine de certaines zones contaminées (75 mg/L) laissent supposer que le TNT migre toujours. Cependant, le comportement des contaminants varie probablement en fonction des propriétés spécifiques du sol à l'étude. Les mécanismes potentiels de transport et de transformation identifiés sont:

- La dynamique des contaminants dans le sol (phénomènes d'absorption, d'adsorption et de complexification; mouvement de masse en absence d'eau; entraînement physique par les eaux de surface, les eaux d'infiltration et les eaux souterraines; transformation biologique et chimique);
- Le transfert des contaminants du sol à l'eau (entraînement physique en phase flottante par les eaux de surface, les eaux d'infiltration et les eaux souterraines);
- Le transfert des contaminants au biote (transfert direct par inhalation, ingestion, contact cutané ou absorption; transfert indirect par consommation d'organismes qui ont eux-mêmes bioaccumulés des contaminants).

Ainsi, les principaux compartiments environnementaux qui peuvent être affectés par la contamination sont le sol, l'eau souterraine et le biote. Les récepteurs écologiques terrestres potentiels ciblés sont: les organismes présents sur le site à proximité ou dans les zones contaminées qui peuvent être directement exposés (micro-organismes, plantes, invertébrés) et les organismes aquatiques pouvant être exposés aux eaux de surface contaminées via la lixiviation des sols vers l'eau souterraine (micro-organismes, microphytes, macrophytes, invertébrés, poissons). Ces récepteurs constituent les éléments critiques de l'habitat étudié. Les micro-organismes permettent la transformation des substances naturelles ou de synthèse. La modification de l'équilibre des communautés microbiennes peut avoir un impact sur les organismes supérieurs. À des concentrations élevées, le TNT peut s'avérer difficile à transformer par des processus naturels si ces concentrations sont toxiques pour les micro-organismes. Les plantes à proximité des sites contaminés peuvent coloniser le sol si les conditions le permettent et que le contaminant n'inhibe pas la germination des graines. Le TNT peut alors être

bioaccumulé dans les plantes, notamment au niveau des racines (Palazzo et Leggett, 1986; annexe XI). Les végétaux en décomposition représentent une source de nourriture pour les invertébrés. Ces derniers, en particulier les vers de terre peuvent mobiliser et disperser les sols en entraînant les contaminants. La bioaccumulation du TNT dans les invertébrés demeure inconnue. Ces organismes mobiles ont cependant la possibilité d'éviter les contaminants, à condition qu'ils puissent les détecter. Ils représentent aussi des sources de nourriture pour les organismes supérieurs. Des oiseaux ou certains petits mammifères peuvent incorporer des végétaux ou des invertébrés à leur diète. La réduction des organismes présents ou la bioaccumulation des contaminants par ces organismes peuvent affecter les organismes supérieurs qui se nourrissent des organismes exposés (oiseaux, brouteurs, fouisseurs, mammifères).

Les récepteurs écologiques aquatiques potentiels ciblés sont les micro-organismes, les microphytes, les macrophytes, les invertébrés et les poissons. Considérant sa direction de migration l'eau souterraine contaminée par le TNT et ses métabolites pourraient être entraînée et contaminer à son tour l'eau de surface. Toutefois, selon les étude théoriques, le TNT serait faiblement adsorbé ($K_p$=5.5-19.3) aux particules de sédiments. Le TNT peut affecter directement les organismes aquatiques et les impacts peuvent être critiques pour les niveaux supérieurs. Par exemple, les microphytes et les invertébrés aquatiques représentent des sources de nourriture pour les organismes supérieurs comme le poisson, lequel peut être consommé par l'homme. Les plantes aquatiques, en plus d'être incorporées à la diète de certains organismes et de servir d'abris ou de lieu de reproduction pour divers organismes, permettent de stabiliser les rives. Des effets sur un ou l'autre de ces récepteurs peuvent, en plus d'affecter la survie, la croissance ou la reproduction des populations, modifier la structure de la chaîne alimentaire et décimer d'autres populations d'importance écologique ou économique. Une modification de l'équilibre des communautés bactériennes peut aussi entraîner une réduction de la

transformation du TNT. Ce dernier peut aussi être bioaccumulé dans les organismes aquatiques, notamment dans les algues, les invertébrés et les poissons (annexe XI).

Les réponses écotoxicologiques appréhendées sont la dégradation du milieu et l'incapacité de la zone contaminée à supporter l'écosystème situé à proximité des zones contaminées. Les hypothèses sur les mécanismes de perturbation se situent à différents niveaux. La contamination par le TNT et ses produits de dégradation de la zone contaminée peut provoquer:

- Des effets directs sur la survie, la croissance ou la reproduction des plantes, des invertébrés et des micro-organismes présents dans le sol sur le site et ses environs.
- Des effets indirects tels que des modifications dans la structure des communautés terrestres du sol peuvent réduire la capacité des habitats à soutenir des populations de consommateurs secondaires et tertiaires tels des invertébrés, des brouteurs ou des oiseaux.

Et dans une moindre mesure:

- Des effets directs sur la survie, la croissance ou la reproduction des organismes aquatiques.
- Des effets indirects tels que des modifications dans la structure des communautés aquatiques et réduire la capacité des habitats à soutenir des populations de consommateurs secondaires et tertiaires tels des invertébrés ou des poissons.

La figure 8.1 présente un diagramme schématique du modèle conceptuel. Les concentrations observées dans les différents compartiments des zones étudiées (ou comparables) sont variables (source: particules ou bloc de TNT pure; sol de surface : 1-259 000 µg/g; eau souterraines: 0.1-75 mg/L). Les teneurs en TNT dans les sols à proximité des zones contaminées sont généralement non détectables. Les concentrations de TNT dans les autres compartiments (rhizosphère, vadose, eau de surface, sédiments, faune terrestre et aquatique) ne sont pas connues. Les récepteurs écologiques observées dans les différents compartiments à proximité des zones étudiées sont des plantes

(graminés, arbustes), des invertébrés (vers de terre, insectes), des petits mammifères (souris), des grands mammifères (renard, chevreuils) et des oiseaux (passeriformes).

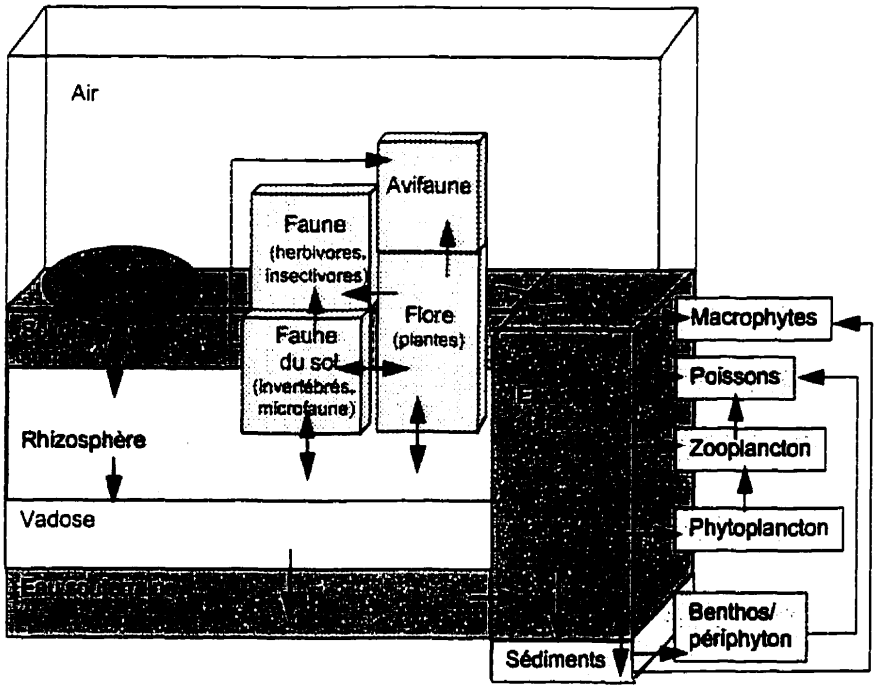



**Figure 8.1. Modèle conceptuel pour le TNT.**

## *8.4 OUTILS DESCRIPTIFS*

### 8.4.1 Définition des paramètres

Les paramètres d'ÉRÉ choisis sont: 1) les effets du TNT pour les organismes terrestres pouvant être exposés directement aux sols contaminés par le TNT dans le sol artificiel (plantes graminées, invertébrées); et 2) les effets du TNT pour les organismes aquatiques pouvant être exposés directement à l'eau contaminée par le TNT.

Les paramètres de mesure retenus pour le premier paramètre d'évaluation sont les résultats analytiques des concentrations de TNT, la modélisation du transport du TNT

dans le sol, les résultats disponibles des études de toxicité terrestre chez les micro-organismes, les plantes et les invertébrés.

Les paramètres de mesure retenus pour le second paramètre d'évaluation sont les analyses de la contamination de l'eau souterraine, la modélisation du transport du TNT vers l'eau souterraine et l'eau surface, et les résultats disponibles d'études de toxicité aquatique chez les micro-organismes, les plantes, les invertébrés et les poissons.

### 8.4.2 Règle de décision

Les zones contaminées du site évalué qui présentent, pour l'un ou l'autre des paramètres d'évaluation, sur la base de la méthode du quotient un niveau de risque élevé (*i.e.* ER≥1) seront retenues pour réaliser une ÉRÉ quantitative. Si l'estimé de risque est pour tous les paramètres inférieur à 1, le risque relatif à une zone contaminée sera considéré non significatif.

### 8.4.3 Niveaux de précision

Les erreurs de décision et les conséquences potentielles identifiées, sur la base du jugement professionnel, pour chaque paramètre d'ÉRÉ choisies sont:

- de conclure que la valeur obtenue pour le paramètre d'évaluation est supérieure au niveau d'action alors qu'il est en fait inférieur (faux positif); cette situation pourrait entraîner des coûts supplémentaires inutiles;
- de conclure que la valeur obtenue pour le paramètre d'évaluation est inférieure au niveau d'action alors qu'il est en fait supérieur (faux négatif); cette situation pourrait entraîner la dégradation du milieu et l'incapacité à supporter l'écosystème terrestre à proximité du site.

Les méthodes d'estimation des valeurs de référence et d'exposition (*e.g.* minimum, centile) peuvent, entre autre, agir sur la variation de l'ER et engendrer des erreurs de

décision. Considérant les conséquences environnementales d'une erreur de décision, un haut degré de conservatisme sera utilisé (*i.e.* concentration et toxicité maximale raisonnable).

## *8.5 MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION*

### 8.5.1 Estimation du risque

En ÉRÉ préliminaire, le risque peut être estimé à l'aide d'un indice de risque (IR; méthode du quotient), en comparant la VE estimée à la VR retenue pour chacun des sites évalués, à l'aide de l'équation suivante (IR=VE/VR).

Cette méthode, plutôt qualitative, est utilisée pour une évaluation préliminaire Elle permet de vérifier l'absence d'un risque, mais ne permet habituellement pas de caractériser son ampleur. Aussi, une valeur de IR $\geq$ 1 indique la présence possible d'un risque, tandis qu'une valeur de IR < 1 réfère à une absence de risque. Cette approche est suffisante pour une évaluation préliminaire et sa précision dépend de la méthode utilisée pour établir les VR et les VE.

Considérant que les VE et les VR retenues sont calculées selon une approche statistique (*i.e.* VE= intervalle de confiance à 95% supérieur, VR= valeur centile de distribution), une certaine valeur quantitative peut être associée à l'ER. Le degré de recoupement entre la distribution des concentrations d'exposition et d'effet peut donc être utilisé pour estimer le risque (Solomon *et al.*, 1996). Donc, si la concentration associée au 10e centile d'effet (VR) est égale au 90e centile des concentrations mesurées (VE estimée), le risque qu'une espèce soit exposée à une concentration égale ou supérieure aux effets aigus ou chroniques sera équivalent à 1% (*i.e.* 0.1 x 0.1). Cette méthode quantitative simple, non requise en ÉRÉ préliminaire, permet donc une estimation préliminaire conservatrice du risque. Elle doit cependant être jugée avec discernement sur une base qualitative. De la même façon, le risque relatif peut être estimé en comparant le profil

d'exposition et le profil d'effet. Ainsi, les valeurs de l'intercepte du centile de la distribution de concentration et de la distribution d'effet aigu ou chronique peuvent être utilisées pour calculer le risque relatif. L'équation suivante est utilisée pour estimer le risque relatif (R, %) des différents sites étudiés:

$$R\ (\%) = 0.1 \times IPC_{90}$$

où 0.1 correspond à fraction restante du 90e centile de la distribution des concentrations pour un site considéré, et $IPC_{90}$ à la valeur centile du rang de sensibilité aiguë ou chronique des organismes qui interceptent le 90e centile de la distribution des concentrations.

Un risque relatif supérieur à 1% (R>1) ou un $IPC_{90}$ supérieur à 10 est généralement considéré significatif et préoccupant. Pour chacun des ensembles de données d'exposition, la distribution des concentrations dans le sol peut être comparée avec la distribution des effets aigus ou chroniques. La marge de sécurité entre le 10e centile de la distribution de sensibilité aiguë ou chronique des organismes et le 90e centile de la distribution des concentrations d'exposition ($MS_{10}$) est calculée à l'aide le l'équation suivante:

$$MS_{10} = Ce_{10} / C_{90}$$

où $Ce_{10}$, représente le 10e centile de la distribution des concentrations d'effets aigus ou chroniques, et $C_{90}$, le 90e centile de la distribution des concentrations environnementales.

### 8.5.2 Valeur d'exposition

L'estimateur statistique retenu pour le calcul des VE est l'intervalle de confiance à 95% supérieure des concentrations mesurées. Cette estimateur a été retenue pour représenter les concentrations élevées pouvant être mesurées sur le site. Cette VE est considérée très conservatrice compte tenu de l'hétérogénéité de la contamination.

### 8.5.3 Valeur de référence

Les données sont analysées selon l'hypothèse qu'elles représentent l'ensemble des espèces de l'univers associé aux catégories considérées (micro-organismes, plantes, invertébrés, mammifères). Puisqu'il n'est pas possible de tester toutes les espèces, une approximation est faite. Cette approximation assume que le nombre d'espèces testées ($N$) est équivalent à un de moins que le nombre total dans l'univers. Afin d'obtenir des distributions graphiques symétriques, les pourcentages ont été calculés comme suit: $100 \times n/(N+1)$, où $n$ est le rang et $N$ le nombre total de données de l'ensemble considéré (Solomon *et al.*, 1996). Cette formule compense pour la taille de l'ensemble de données. Un petit ensemble de données (plus incertain) donne une large distribution avec plus de chances de recoupement qu'un ensemble plus grand (plus certain). Lorsque plusieurs données sont disponibles pour une même espèce et une même méthode, la valeur la plus faible est retenue pour l'analyse de régression des distributions des effets.

L'estimateur retenu pour le calcul des VR est, lorsque le nombre de données le justifie ($n>10$), le dixième centile de la distribution de sensibilité des effets considérés, ou la valeur minimale compilée (Effroymson *et al.*, 1997).

## *8.6 ACTIVITÉS DESCRIPTIVES*

### 8.6.1 Matériel et méthodes

***Échantillonnage des sols***

L'échantillonnage a été réalisée selon la méthode du choix raisonné *i.e.* sans plan d'échantillonnage préalable. Des échantillons de sol de volume équivalent (10L) ont été prélevés, entre 0 et 15 cm de profondeur, de la façon suivante : 1) pour le site A, dans la zone dénudée de végétation; 2) pour les sites B et D, à moins de 1 mètre de la zone contaminée et dénudée de végétation la plus près; 3) pour le site C de référence, à plus de

50 m des zones contaminées; 4) pour le site E, à moins de 5 mètres de la zone contaminée et dénudée de végétation la plus près.

***Échantillonnage de l'eau souterraine***

L'échantillonnage a été réalisée dans des puits d'observation, préalablement installé dans chacune des zones étudiées, à l'aide d'une pompe Watera et de tubes de Teflon dédiés à chacune des stations d'échantillonnage pour éviter une contamination croisée. Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles de verre pré-nettoyée certifiées (I-Chem ou Fisherbrand) avec couvercle de Teflon contenant du sulfate de sodium ($NaHSO_4$; 1.5 g/L) afin de les acidifiée (pH=2) pour leur conservation avant analyse (Jenkins *et al.*, 1995).

***Méthode d'analyse***

Les substances énergétiques (TNT, RDX, HMX, métabolites) ont été analysée par HPLC avec la méthode de l'US EPA (1997).

***Données toxicologiques***

Les données toxicologiques utilisées proviennent principalement de la littérature scientifique et de rapports techniques. Environ 600 documents traitant des SE ont été colligés suite à une revue de littérature. Parmi ces derniers, 283 ont été identifiés comme potentiellement pertinents à la présente étude. Certaines données relatives aux effets pour le ver de terre proviennent de travaux en cours à l'IRB et sont tirées de manuscrits scientifiques en rédaction.

***Étude en mésocosmes***

Dix-huit sacs en Nylon (100 mesh) de 9.4 L (25 cm x 25 cm x 15 cm) contenant les sols sélectionnés ont été installés dans chacune des zones étudiées (5 sacs pour le site A; 5 sacs pour le site B, 5 sacs pour le site C; et 3 sacs pour le site D). Les sols ont été retirés

minutieusement des sites avec un outil d'échantillonnage en acier inoxydable fabriqué spécialement pour cette étude afin d'éviter de modifier la matrice. Chacun des blocs de sol (approximativement 25 cm x 25 cm x 15 cm) a été transféré dans un sac de Nylon séparé et replacé dans le sol avant d'introduire 10 vers de laboratoire (*Eisenia fetida*) et 10 vers indigènes acclimatés (24 heure dans un sol artificiel). La mortalité et le temps de rétention du rouge neutre chez les ceolemocytes (biomarqueur) ont été mesurés après 10 jours d'exposition. Le détail est décrit ailleurs (Robidoux *et al.*, 1998f).

***Procédure d'assurance et de contrôle de la qualité***

La qualité des analyses chimiques relatives aux SE a été contrôlée selon la procédure décrite par l'US EPA (1997). Cette procédure inclue l'utilisation de blancs de laboratoire (acetonitrile, eau) et de solutions de référence.

## 8.6.2 Résultats

### *8.6.2.1 Effets directs pour les organismes terrestres*

**Caractérisation des sols**

L'inventaire réalisé indique la présence de TNT, mais relève aussi la présence de produits dérivés tel le 2,4-DNT et le 2,6-DNT, et de métabolites de dégradation tel le TNB, le 2A-DNT et le 4A-DNT dans chacune des zones du site étudié. Le sommaire des résultats des analyses chimiques réalisées sur l'ensemble des échantillons de sol (0-15 cm) prélevés sur le site est présenté au tableau 8.3.

La contamination par le TNT atteint 17450 mg/kg à certains endroits sur le site A, mais peut atteindre 258 640 mg/kg dans certaines zones non évaluées (*e.g.* zone adjacente au site E). Ainsi, le site A représente la section évaluée du site à l'étude la plus contaminée (6610 ± 6505 mg TNT/kg). Les sites B (1720 ± 1482 mg TNT/kg), D (204 ± 132 mg TNT/kg) et E (2.0 ± 1.6 mg TNT/kg) sont significativement moins contaminés, tandis que la contamination par le TNT est non détectable sur le site de référence C situé à environ 50 m du site contaminé.

**Tableau 8.3. Concentrations de TNT et de substances dérivées dans le sol (mg/kg).**

| Site | Statistique | TNT | TNB | DNB | 2,4-DNT | 2,6-DNT | 2A-DNT | 4A-DNT |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A | *n* | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | Minimum | 113.6 | ND | ND | 12.2 | ND | ND | ND |
| | Maximum | 17450 | 3 | 0.3 | 80 | 210 | ND | 23 |
| | Moyenne | 6610.3 | 0.6 | ND | 41.5 | 41.7 | ND | 11.1 |
| | Écart-type | 6505.2 | 1.1 | 0.1 | 23.5 | 87.9 | ND | 9.8 |
| | LC 95% sup. | 10642.2 | 1.2 | 0.1 | 56.1 | 96.2 | ND | 17.2 |
| B | *n* | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | Minimum | 21.1 | ND | ND | 18.8 | 17 | 0 | ND |
| | Maximum | 4425 | ND | ND | 70.0 | 98 | 57 | ND |
| | Moyenne | 1719.6 | ND | ND | 38.1 | 55.7 | 10 | ND |
| | Écart-type | 1482.0 | ND | ND | 18.6 | 24.1 | 21.3 | ND |
| | LC 95% sup. | 2638.1 | ND | ND | 49.6 | 70.6 | 23.2 | ND |
| C | *n* | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| | Minimum | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Maximum | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Moyenne | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Écart-type | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | LC 95% sup. | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| D | *n* | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| | Minimum | 66.7 | 1.1 | 1.4 | 4.9 | 4.2 | 12.2 | ND |
| | Maximum | 397.3 | 5.6 | 6.8 | 21.2 | 12.8 | 23.3 | ND |
| | Moyenne | 204.4 | 3.4 | 4.7 | 14.2 | 9.4 | 17.3 | ND |
| | Écart-type | 132.3 | 1.8 | 2.4 | 6.4 | 3.8 | 4.6 | ND |
| | LC 95% sup. | 310.3 | 4.9 | 6.6 | 19.4 | 12.4 | 20.9 | ND |
| E | *n* | 3 | - | - | - | - | - | - |
| | Minimum | 0.90 | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Maximum | 3.8 | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Moyenne | 2.0 | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Écart-type | 1.6 | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | LC 95% sup. | 1.8 | ND | ND | ND | ND | ND | ND |

[4] ND: Non détectable (limite de détection: 0.25 mg/kg); Analysé selon une méthode HPLC (US EPA, 1997).

#### Concentrations estimées par le modèle CalTOX

Le modèle CalTOX a été choisi parce qu'il permet d'estimer, entre autres, les concentrations multimédias d'un contaminant et d'effectuer une analyse de sensibilité des paramètres. Le modèle est considéré par les spécialistes comme étant fiable, à condition que les paramètres d'entrée soient adéquats (Loranger, 1995; Loranger et Courchesne, 1997). Ces derniers sont utilisés par le modèle de transport et de transformation CalTOX

et se divisent en plusieurs catégories. Les caractéristiques physico-chimiques et les caractéristiques du site utilisées pour la simulation sont présentées à l'annexe XIV. Certains paramètres pouvant être considérés par CalTOX reliés aux sédiments et à l'eau de surface sur le site ont été exclus de la simulation puisque le site est situé sur un terrain sec. Les scénarios retenus incluent une période additionnelle de non intervention de un an, des caractéristiques générales pour des sites situés au Québec (Loranger et Courchesne, 1997) et des caractéristiques associées au type de sol (sablonneux: site A, B et E; sablonneux-argileux: D).

Les concentrations de TNT estimées dans les différents médias environnementaux (sol, eau, air, plantes) par CalTOX pour les 4 zones contaminées du site évalué sont présentées au tableau 8.4. Les limites de confiance à 95% ($LC_{95\%}$) supérieures des concentrations dans le sol (tableau 8.3) ont été choisies comme paramètres d'entrée pour les concentrations initiales dans la rhizosphère. Cette valeur est généralement jugée raisonnable par les experts pour l'estimation de l'exposition. Considérant le nombre d'échantillons et les valeurs de $LC_{95\%}$ (> valeur maximum), les concentrations maximum mesurées dans l'eau souterraine (mai 1997; section 8.6.2) ont été retenues comme paramètre d'entrée pour les concentrations initiales dans l'eau souterraine.

La période sur laquelle sont estimés le transport et la transformation du TNT résiduel est de 365 jours. Les concentrations de TNT dans le sol et l'eau souterraine sont considérées relativement stables sur la période considérée. Cela, en raison des phénomènes de complexion du contaminant avec les matériaux du sol aux cours des 50 dernières années et des conditions d'équilibre probables existant entre la vadose et l'eau souterraine. Les concentrations estimées dans le sol et l'eau souterraine par CalTOX sont par conséquent considérées minimales, les concentrations actuelles étant maximales.

**Tableau 8.4. Concentrations de TNT estimées par CalTOX dans les différents compartiments environnementaux de zones contaminées 365 jours après la mesure de la concentration initiale.**

| Médias environnementaux | TNT/ site | | | |
|---|---|---|---|---|
| | A | B | D | E |
| Air (mg/m$^3$): | 0.04 | 0.04 | 0.006 | 0.00007 |
| Plantes (mg/kg): | 150 | 150 | 2.1 | 0.03 |
| Sol de surface (mg/kg)[a,c]: | 50 | 50 | 7 | 0.09 |
| Rhizosphère (mg/kg)[a,c]: | 240 | 240 | 34 | 0.42 |
| Vadose (mg/kg[c]): | 0.28 | 0.28 | 0.06 | 0.0007 |
| Eau souterraine (mg/L)[b,c]: | 0.0003 | 0.00028 | 0.00006 | 0.0000001 |
| Eau de surface (mg/L)[c]: | 0.006 | 0.0059 | 0.0008 | 0.00001 |
| Sédiments (mg/kg): | 0.09 | 0.091 | 0.01 | 0.0002 |

[a]Concentration initiale=LC 95% supérieure des concentrations mesurées; [b]Concentration initiale=concentration maximale mesurée; [c]Concentrations possiblement sous-estimée; pour chacun des sites, les concentrations actuelles (tableau 8.3) devraient demeurer relativement stables pendant la période considérée dû aux phénomènes de complexion du TNT dans le sol (contamination âgée de plusieurs décennie) et aux des conditions d'équilibre eau souterraine/ vadose et à la source qui reste en place.

#### Délimitation de l'écosystème

Pour chacun des sites étudiés, le système considéré est l'écosystème terrestre situé à proximité immédiate du site. Les récepteurs écologiques ciblés sont les micro-organismes, les plantes et les invertébrés. L'exposition étant relativement stable, la période considérée est de un an.

#### Caractérisation de la distribution des concentrations de TNT dans le sol

Les concentrations de TNT mesurées varient de 114 à 17450 mg/kg dans la zone A, de 21 à 4425 mg/kg dans la zone B, de 67 à 397 mg/kg dans la zone D et de 0.90 à 3.8 mg/kg dans la zone E (tableau 8.3). Les concentrations naturelles de fonds sont non détectables par les méthodes d'analyse. Le site de référence (site C), à proximité des sites contaminés, ne contient aucune trace de TNT ou de ses métabolites.

Le TNT peut être partiellement entraîné par l'eau de pluie vers la vadose et transféré dans l'eau souterraine. Selon les études théoriques et les estimés de CalTOX, les concentrations de TNT dans le sol devraient théoriquement diminuer de façon

importante (photolyse, biodégradation). Toutefois, les récentes caractérisations du sol laissent supposer qu'un phénomène physique diminue probablement la mobilité théorique du TNT et sa biodisponibilité pour les organismes en contact direct. D'autre part, les concentrations élevées de TNT dans l'eau souterraine (75.5 mg/L) laissent penser que le TNT migre toujours. Aussi, considérant la nature et l'âge de la contamination, les phénomènes de complexion et les récentes caractérisations, les concentrations dans le sol ne devraient pas diminuer de façon significative au cours des prochains mois. Le tableau 8.5 présente les concentrations actuelles et estimées après une période de un an.

Puisque les observations laissent supposer que CalTOX surestime la disparition du TNT, les concentrations maximales actuelles dans les sols (*i.e.* initiales) sont retenues (estimé conservateur) et considérées représentatives des trois couches de sol considérées (surface, rhizosphère, vadose). Les concentrations de TNT dans la rhizosphère et le sol de surface sont identiques en raison de la profondeur de sol prélevée et du temps de résidence des contaminants sur les sites. De la même façon, les concentrations maximales dans l'eau souterraine sont retenues comme valeurs estimées représentatives. Ces valeurs sont jugées raisonnablement conservatrices par rapport à l'estimation de CalTOX, compte tenu de l'ampleur de la contamination, de la complexion du TNT au sol en place et des conditions d'équilibre entre le sol et l'eau souterraine.

**Tableau 8.5. Concentrations de TNT actuelles (t=0) et estimées (t=365 jours) dans les différents compartiments environnementaux des sites contaminés.**

| Médias environnementaux | TNT/ site | | | |
|---|---|---|---|---|
| | A | B | D | E |
| **Concentration actuelle (t=0)*** | | | | |
| Sol de surface (mg/kg)[a]: | 10642 | 2638 | 310.3 | 3.8 |
| Eau souterraine (mg/L)[b]: | 75.5 | 0.1 | 0.7 | 0.6 |
| **Concentration estimée (t=365d)** | | | | |
| Air (mg/m$^3$): | 0.04 | 0.04 | 0.0056 | 0.00007 |
| Plantes (mg/kg): | 150 | 150 | 2.1 | 0.03 |
| Sol de surface (mg/kg)[c]: | 10642 | 2638 | 344 | 3.8 |
| Rhizosphère (mg/kg)[c]: | 10642 | 2638 | 344 | 3.8 |
| Vadose (mg/kg)[c]: | 10642 | 2638 | 344 | 3.8 |
| Eau souterraine (mg/L)[d]: | 57.3 | 0.1 | 0.7 | 0.6 |
| Eau de surface (mg/L): | 0.0059 | 0.0059 | 0.00084 | 0.00001 |
| Sédiments (mg/kg): | 0.091 | 0.091 | 0.013 | 0.0002 |

*12 juillet 1997; [a] Concentration initiale=LC 95% supérieure des concentrations mesurées; [b] Concentration initiale=concentration maximale mesurée; [c] Concentrations estimées=LC 95% supérieure des concentrations mesurées actuelles (concentrations estimées par CalTOX possiblement sous-estimée; tableau 8.4); [d] Concentrations estimées=concentration maximale mesurée le 13 novembre 1997 (concentrations estimées par CalTOX possiblement sous-estimées).

#### Identification du danger

Les tests de toxicité réalisés en laboratoire dans des conditions contrôlées représentent une méthode généralement considérée conservatrice (*i.e.* facteur d'incertitude/ marge de sécurité élevée) pour évaluer la relation concentration-réponse et le risque associé. Cependant, puisque les données disponibles sont incomplètes, ils représentent un outil approprié pour l'ÉRÉ préliminaire.

Le TNT présente des effets aigus et chroniques pour les organismes exposés. Les résultats sommaires des études de toxicité sur des organismes terrestres sont présentés à l'annexe XII.

#### Étude en mésocosmes

Les résultats sommaires d'une étude réalisée en mésocosmes sur les sites à l'étude sont présentés aux tableaux 8.6 (analyses chimiques sur les mésocosmes; moyenne de duplicata) et 8.7 (effets mesurés pour les organismes exposés en mésocosmes). Un important taux de mortalité a été observé dans les mésocosmes du site de référence. Il est

possible que ces effets soient liés aux conditions d'exposition expérimentales qui n'ont pas encore été optimisées. Cependant, le $TRRN_{50}$ (temps de rétention médian du rouge neutre dans les ceolemocytes) tend à diminuer en fonction des concentrations de TNT et de ses métabolites mesurés dans le sol.

**Tableau 8.6. Étude en mésocosmes - Concentration de TNT et de certains dérivés dans le sol (mg/kg).**

| Site | Mésocosme | TNT | TNB | DNB | 2,4-DNT | 2,6-DNT | 2A-DNT | 4-A-DNT |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A | A1 | 17063 | ND[a] | ND | 75 | 209 | ND | ND |
| | A2 | 3706 | ND | ND | 44 | ND | ND | 19 |
| | A3 | 116 | 0.2 | 0.2 | 12 | ND | ND | 15 |
| | A4 | 2235 | 3 | ND | 24 | ND | ND | 22 |
| | A5 | 9933 | ND | ND | 53 | ND | ND | ND |
| B | B1 | 4050 | ND | ND | 69 | ND | ND | 66 |
| | B2 | 1146 | ND | ND | 37 | ND | ND | 53 |
| | B3 | 2225 | ND | ND | 43 | ND | ND | 55 |
| | B4 | 25 | ND | ND | 19 | ND | ND | 18 |
| | B5 | 1152 | ND | ND | 24 | ND | 50 | 86 |
| C | C1 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | C2 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | C3 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | C4 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | C5 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| D | D1 | 367 | ND | ND | 19 | ND | 13 | 23 |
| | D2 | 116 | ND | ND | 17 | ND | 11 | 17 |
| | D3 | 130 | ND | ND | 6 | ND | 5 | 13 |

[a]ND: Non détectable (limite de détection: 0.25 mg/kg) ; Analysé selon une méthode HPLC (US EPA, 1997).

**Tableau 8.7. Étude en mésocosmes - effets pour les vers de terre (*Eisenia foetida andrei* et vers indigènes).**

| Site | Mésocosme | Paramètre mesuré[a] | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | *Eisenia foetida* | | Vers indigènes[b] | |
| | | Survie (%) | Fragilité cellulaire $TRRN_{50}$[c] | Survie (%) | Fragilité cellulaire TRRN[c] |
| A | A1 | 0 | - | 0 | - |
| | A2 | 0 | - | 0 | - |
| | A3 | 80 | 5.0 ± 0.0 | 0 | - |
| | A4 | 0 | - | 0 | |
| | A3 | 0 | - | 0 | - |
| B | B1 | 50 | - | - | - |
| | B2 | 0 | - | 80 | 5.0 ± 0.0 |
| | B3 | 0 | - | - | - |
| | B4 | 0 | - | 40 | 5.0 ± 0.0 |
| | B5 | 50 | 12.0 ± 5.4 | - | - |
| C | C1 | 90 | 20.0 ± 6.1 | 40 | 25 |
| | C2 | 0 | - | 60 | 8.0 ± 4.5 |
| | C3 | 0 | - | 30 | 45.0 ± 21.2 |
| | C4 | 0 | - | 60 | 6.0 ± 2.2 |
| | C5 | 90 | -23.0 ± 22.0 | 70 | 22.5 ± 3.5 |
| D | D1 | 100 | 7.0 ± 2.7 | 30 | - |
| | D2 | 90 | 22.0 ± 21.1 | 0 | - |
| | D3 | 40 | 5.0 ± 1.9 | 0 | - |

[a] Après 11 jours d'exposition des organismes en mésocosmes; [b] Les organismes proviennent d'une zone non contaminée par le TNT ou ses dérivés à proximité des sites; [c] $TRRN_{50}$: Temps de rétention du rouge neutre median dans les ceolemocytes.

### *8.6.2.2 Effets directs pour les organismes aquatiques*

**Caractérisation de l'eau souterraine**

L'inventaire réalisé indique la présence de TNT, mais relève aussi la présence de produits dérivés (2,4-DNT et 2,6-DNT) et de métabolites de dégradation (TNB, 2A-DNT), 4A-DNT) dans chacune des zones du site étudié. Le sommaire des résultats des analyses chimiques réalisées sur l'ensemble des échantillons d'eau souterraine prélevés sur les sites est présenté au tableau 8.8. Pour la présente évaluation, quatre zones contaminées et une zone de référence (site A: zone fortement contaminée par la TNT; site B: zone

adjacente à la zone A; site C: zone de référence non contaminée par le TNT; site D: zone à proximité d'une zone fortement contaminée par la TNT; site E: zone à proximité d'une zone fortement contaminée par la TNT; annexe VIII) ont été retenues. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau souterraine dans ces zones étaient, lors du dernier échantillonnage (13 novembre 1997), relativement normal (pH: 6.53 - 7.09; O.D.: 1.6 -3.0 mg $O_2$/L; conductivité: 500-790 mS/cm; température: 9.8 °C; Masson *et al.*, 1998).

La contamination par le TNT peut atteindre 75.5 mg/L à certains endroits. Le site A représente la section du site à l'étude la plus contaminée (66.4 ± 12.9 mg TNT/L). Les sites B (0.1 mg TNT/L), D (0.72 mg TNT/L) et E (0.61 mg TNT/L) sont significativement moins contaminés, tandis que la contamination par le TNT est non détectable sur le site de référence C.

**Délimitation de l'écosystème**

Pour chacun des sites étudiés, le système considéré est l'écosystème aquatique situé à proximité immédiate du site (*i.e.* cours d'eau). Les récepteurs écologiques aquatiques ciblés sont les micro-organismes, les microphytes, les macrophytes, les invertébrés et les poissons. L'exposition étant relativement stable, la période considérée est de un an

**Tableau 8.8. Concentration de TNT et de substances dérivées dans l'eau souterraine (mg/L).**

| Site | Statistique | TNT | 2,4-DNT | 2,6-DNT | 2A-DNT | 4A-DNT | 2-NT | 4-NT | 3-NT |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A | *n*[1] | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| | Minimum | 57.3 | 91.4 | 95.7 | ND | ND | 3.5 | ND | ND |
| | Maximum | 75.5 | 104.2 | 123.6 | ND | 0.1 | 6.5 | ND | ND |
| | Moyenne | 66,4 | 97.8 | 109.7 | ND | 0.1 | 5.0 | ND | ND |
| | Écart-type | 12.9 | 9.1 | 19.7 | ND | 0.0 | 2.1 | ND | ND |
| | LC 95% sup. | 75.5 | 104.2 | 123.6 | ND | 0.1 | 5.0 | ND | ND |
| B | Valeur[2] | 0.1 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| C | *n* | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| | Minimum | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Maximum | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Moyenne | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | Écart-type | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| | LC 95% sup. | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| D | *n* | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| | Minimum | 0.70 | ND | ND | 0.6 | 0.5 | ND | ND | ND |
| | Maximum | 0.73 | ND | ND | 0.9 | 0.6 | ND | ND | ND |
| | Moyenne | 0.72 | ND | ND | 0.8 | 0.5 | ND | ND | ND |
| | Écart-type | 0.0 | ND | ND | 0.2 | 0.1 | ND | ND | ND |
| | LC 95% sup. | 0.74 | ND | ND | 0.8 | 0.7 | ND | ND | ND |
| E | Valeur[2] | 0.61 | ND | ND | ND | ND | ND | ND | ND |

[a] ND: Non détectable (limite de détection: 0.1 µg/L); ;Analysé selon une méthode HPLC (US EPA, 1997).
[1] Échantillons composé (29 mai et 13 novembre 1997).
[2] Échantillons composé (n=1; 13 novembre 1997).

#### Caractérisation de la distribution des concentrations de TNT dans l'eau

Le TNT peut être entraîner partiellement par l'eau de pluie vers la vadose et transféré dans l'eau souterraine. Un phénomène physique diminue probablement la mobilité théorique du TNT et sa teneur dans l'eau souterraine. Cependant, cette lente mobilisation des contaminants peut entraîner une exposition chronique pour les organismes. Les principaux produits de transformation mesurés sont: le TNB, le 2A-DNT et le 4A-DNT. Le 2,4-DNT et le 2,6-DNT ont aussi été détectés dans l'eau souterraine.

Les concentrations de TNT dans les échantillons d'eau souterraine mesurées lors du dernier échantillonnage (13 novembre 1997) étaient, de 57.3 mg/L sur le site A, de 0.1 mg/L sur le site B, de 0.73 mg/L sur le site D, et de 0.61 mg/L sur le site E (tableau 8.8).

Les concentrations naturelles sont non détectables par les méthodes d'analyse. Le site de référence (C), à proximité des sites contaminés, ne contient aucune trace de TNT ou de ses métabolites.

Les concentrations élevées de TNT dans l'eau souterraine laissent supposer que le TNT migre toujours. Les concentrations devraient théoriquement diminuer de façon importante. Toutefois, considérant la nature et l'âge de la contamination, les phénomènes de complexion et les récentes caractérisations, les concentrations dans l'eau souterraine ne devraient pas diminuer de façon significative au cours des prochains mois. Le tableau 8.5 présente les concentrations actuelles et estimées après une période de un an.

#### Identification du danger

Le TNT présente des effets aigus et chroniques pour les organismes exposés. Les effets néfastes dépendent de la concentration et de l'espèce. L'annexe XIII présente le sommaire des résultats des études de toxicité aquatique publiées.

### 8.6.3 Discussion

Les données présentées aux sections précédentes sont jugées acceptables pour la présente étude de cas et peuvent être utilisées pour définir des VE spécifiques aux sites et des VR préliminaires. L'étude en mésocosmes présente des taux de mortalité élevés dans les sites de référence qui peuvent témoigner d'une contamination non identifiée ou d'un problème relatif aux conditions de l'étude. Considérant que ce système de mesure expérimental est en développement et que des validations sont requises, les études en mésocosmes ne peuvent constituer un élément décisif pour la caractérisation du risque.

## 8.7 ACTIVITÉS D'ÉVALUATION

### 8.7.1 Compilation et analyse des données

***Distribution des effets directs pour les organismes terrestres***

Les effets néfastes dépendent de la concentration et de l'espèce. Les figures 8.2 à 8.6 présentent la distribution des effets néfastes selon le type d'organisme (micro-organisme, plante, invertébré, mammifère) et les effets (aigus et chroniques). Le paramètre de mesure de la toxicité retenu est la CMEO pour les effets sous-létaux chroniques, et la $CI_{50}$, la $CE_{50}$ ou la $CL_{50}$ pour les effets aigus. Le tableau 8.9 présente les coefficients de régression et les équations des régressions linéaires obtenues dans les différents groupes de données considérées (figure 8.2 à 8.6, annexe XII).

**Tableau 8.9. Données de régression pour les différentes distributions d'effet du TNT pour les organismes terrestres.**

| | $y = ax + b$ | | | Coefficient de régression | Fig. |
|---|---|---|---|---|---|
| | a | b | *n* | ($r^2$) | |
| Effets chroniques (CMEO)/ solutions | 2.08 | 22.27 | 20 | 0.69 | 8.2 |
| Effets chroniques (CMEO)/ solutions[a] - micro-organismes | 1.73 | 31.55 | 11 | 0.66 | 8.2 |
| Effets chroniques (CMEO)/ solutions - plantes | 10.76 | -13.34 | 9 | 0.92 | 8.2 |
| Effets chroniques (CMEO)/ sols- plantes & invertébrés | 0.12 | 25.53 | 14 | 0.60 | 8.3 |
| Effets chroniques (CMEO)/ sols - plantes | 0.91 | -27.43 | 5 | 1.00 | 8.3 |
| Effets chroniques (CMEO)/ sols - invertébrés | 0.08 | 45.70 | 9 | 0.70 | 8.3 |
| Effets chroniques (CMEO)/ mammifères | 0.45 | 36.49 | 18 | 0.49 | 8.4 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ solutions | 0.99 | 19.34 | 8 | 0.83 | 8.5 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ solutions - micro-organismes | 0.99 | 19.68 | 6 | 1.00 | 8.5 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ solutions - plantes | 74.29 | -172.83 | 2 | 1.00 | 8.5 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - plantes & invertébrés | 0.31 | -16.08 | 6 | 0.99 | 8.6 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - plantes | 0 | 60 | 3 | - | 8.6 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - invertébrés | 0.26 | -0.19 | 3 | 0.94 | 8.6 |

CMEO: Concentration minimale avec effet observé; $CE_{50}$: Concentration provoquant un effet chez 50 % des organismes exposés; $CL_{50}$: Concentration provoquant un effet létal chez 50 % des organismes exposés.
[a] Inclut des données avec YEG solide.

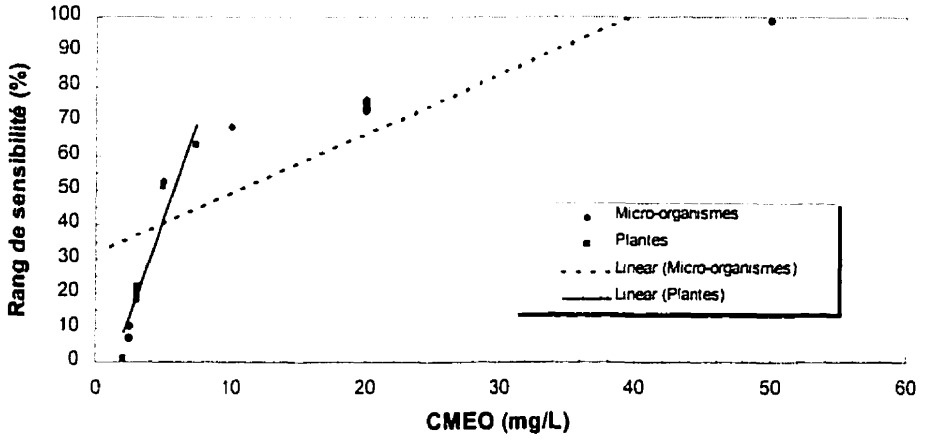



**Figure 8.2. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) du TNT pour les organismes terrestres (micro-organismes et plantes) exposés à des solutions (mg/L).**

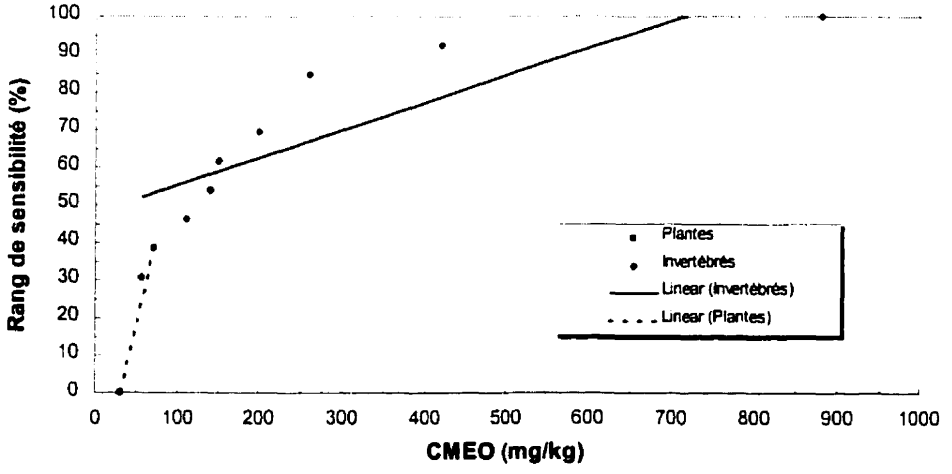



**Figure 8.3. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) du TNT pour les organismes terrestres (plantes et invertébrés) exposés à des sols contaminés artificiellement (mg/kg).**

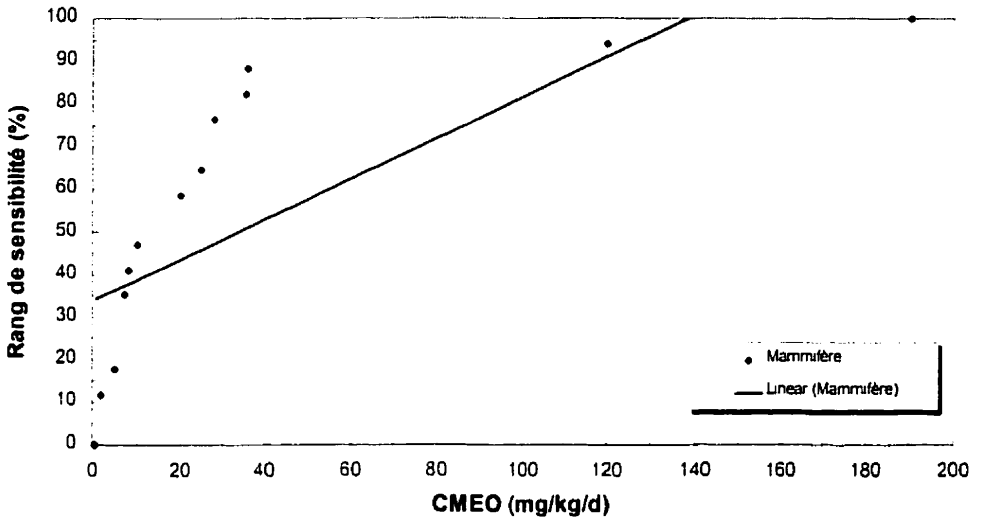



**Figure 8.4. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) du TNT pour les mammifères terrestres exposés à des doses orales (mg/kg/d).**

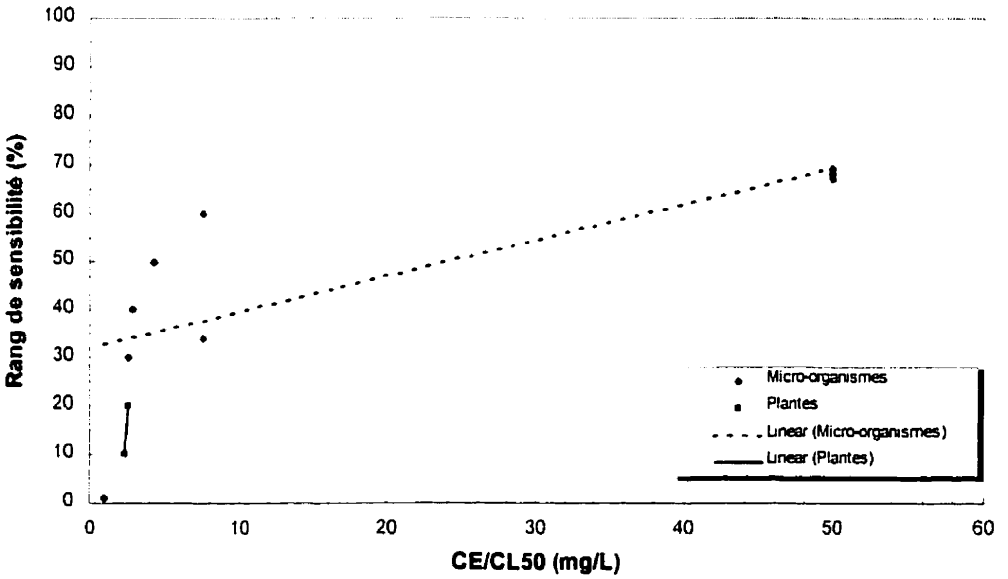



**Figure 8.5. Distribution des effets aigus ($CL_{50}$/$CE_{50}$) du TNT pour les organismes terrestres (micro-organismes et plantes) exposés à des solutions (mg/L).**

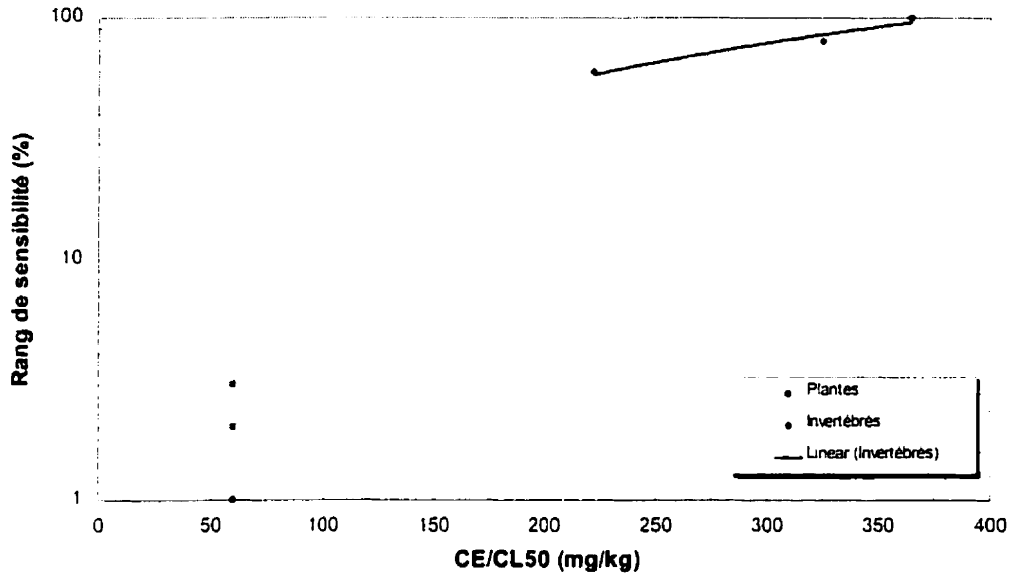



**Figure 8.6. Distribution des effets aigus ($CL_{50}/CE_{50}$) du TNT pour les organismes terrestres (plantes et invertébrés) exposés à des sols (mg/kg).**

*Estimation de l'exposition pour les organismes terrestres*

Les voies d'exposition considérées sont le contact direct et, pour les invertébrés, l'ingestion des contaminants, lesquels sont pris en compte lors de l'évaluation des effets par contact direct. La figure 8.7 présente la distribution des concentrations dans les sols pour les sites à l'étude. Les concentrations estimées après 365 jours par le modèle CalTOX (tableau 8.4) sont significativement plus faibles que celles mesurées. Considérant l'âge de la contamination et les phénomènes de complexion associés à ce type de contaminant, les concentrations dans le sol (sol de surface, rhizosphère, vadose) ne devraient pas diminuer de façon significative. Par contre, les sols contaminés par le TNT et ses dérivés peuvent être lentement transportés de façon latérale ou verticale part des mécanismes physiques (mouvement de masse en absence d'eau, entraînement vers le bas, transport par le vent).

Les récepteurs écologiques terrestres sont généralement libres d'éviter les zones contaminées. L'exposition devrait par conséquent être de courte durée (aiguë). Cependant, l'exposition de certains organismes, à des doses non létales, peut être occasionnelle, mais périodique et devenir chronique.

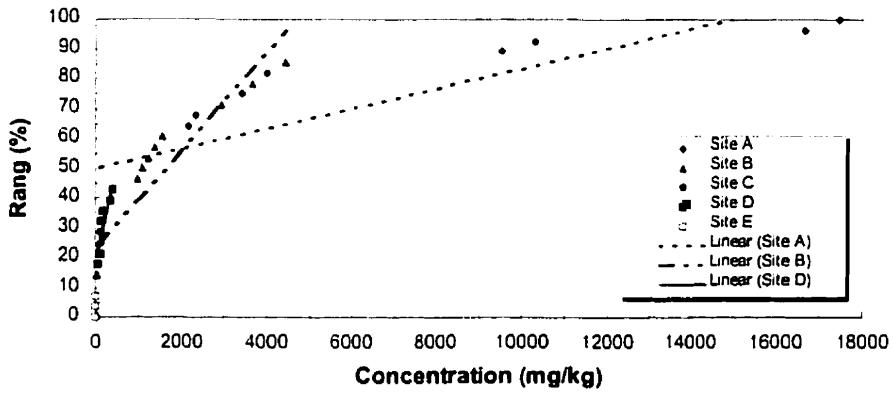



**Figure 8.7. Distribution des concentrations observées de TNT dans le sol pour chacun des sites à l'étude (mg/kg).**

*Valeurs de référence pour les organismes terrestres*

Les VR, estimées à l'aide des équations de régression du tableau 8.9 pour chaque niveau trophique considéré ($n$>10) ou de la valeur minimum des données toxicologiques compilées ($n$≤10 ou VR inférieure à la valeur minimum), sont présentées au tableau 8.10. Les valeurs calculées pour les micro-organismes ont été extrapolées à partir des valeurs disponibles. Les données relatives aux effets du TNT chez ces derniers proviennent d'essais réalisés dans des milieux de croissance (liquides ou solides) et non avec des sols. Ces conditions pourraient être représentatives d'une fraction de ce qui est présent dans le sol. Un taux d'élutriation de 1% (p/v), qui paraît être une valeur très conservatrice, permet d'obtenir les valeurs présentées dans le tableau 8.10. De plus, ces valeurs conservatrices sont significativement inférieures à celles mesurées très récemment dans le sol avec une culture bactérienne mixte ($CI_{50}$: 134 ± 12 à 929 ± 11 mg/kg; Gong, 1998). Les VR retenues sont 60 (effets aigus) et 30 mg/kg (effets chroniques). La valeur de 60

mg/kg proposée comme critère préliminaire pour les sites commerciaux et industriels par l'IRB (Caumartin *et al.*, 1998), et qui correspond à la valeur calculée pour les effets aigus, est aussi considérée.

**Tableau 8.10. Valeurs calculées selon les différentes distributions d'effet du TNT et VR retenues.**

| Effet | Valeur calculée (mg/kg) | Valeur de référence retenue (mg/kg) |
|---|---|---|
| Chroniques (CMEO)/ sols - micro-organismes | 110[a,c] | |
| Chroniques (CMEO)/ sols - plantes & invertébrés | 30.0[a] | |
| Chroniques (CMEO)/ sols - plantes | 30[b] | |
| Chroniques (CMEO)/ sols - invertébrés | 55[b] | |
| Chroniques (CMEO)/ sols | - | 30.0 |
| Aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - micro-organismes | 95[a,c] | |
| Aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - plantes & invertébrés | 60.0[b] | |
| Aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - plantes | 60.0[b] | |
| Aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols - invertébrés | 222.4[b] | |
| Aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols | - | 60.0 |
| Aigus ($CE/CL_{50}$)/ sols (critère préliminaire[d]) | | 60.0 |

CMEO: Concentration minimale avec effet observé; $CL_{50}$: Concentration provoquant un effet létal chez 50 % des organismes exposés; $CE_{50}$: Concentration provoquant un effet chez 50 % des organismes exposés.

[a] 10e centile de la distribution des effets ($n$>10).

[b] Valeur minimum publiée ($n$≤10; valeur calculée inférieure à la valeur minimum).

[c] Valeur extrapolée à partir de tests en milieu de culture standard (mg/L) et de la fraction disponible pour les organismes; hypothèse: taux d'élutriation de 1%, p/v.

[d] Caumartin *et al.*, 1998

### *Valeurs d'exposition pour les organismes terrestres*

La valeur retenue pour chacune des zones considérées est l'intervalle de confiance à 95% supérieure des concentrations mesurées. Cette VE est considérée très conservatrice compte tenu de l'hétérogénéité de la contamination. Le tableau 8.11 résume les VE retenues.

**Tableau 8.11. VE dans le sol estimées pour chacun des sites.**

| Site | Concentration (mg/kg)[a] |
|---|---|
| A | 10 642 |
| B | 2638 |
| C | <0.1 |
| D | 310.3 |
| E | 3.8 |

[a] Intervalle de confiance à 95% supérieure.

***Distribution des effets directs pour les organismes aquatiques***

Les figures 8.8 et 8.9 résument la distribution des effets néfastes selon les types d'organismes (micro-organismes, microphytes, macrophytes, invertébrés, poissons) et les effets (chroniques ou aigus) . Le paramètre de mesure retenu est, la CMEO, pour les effets sous-létaux chroniques, et la $CI_{50}$, la $CE_{50}$ ou la $CL_{50}$, pour les effets aigus. Le tableau 8.12 présente les coefficients de régression et les équations de régressions linéaires obtenues dans les différents groupes de données considérés (figure 8.8 et 8.9).

**Tableau 8.12. Données de régression pour les différentes distributions d'effet du TNT pour les organismes aquatiques.**

| | $y = ax + b$ | | | Coefficient de régression |
|---|---|---|---|---|
| | a | b | *n* | ($r^2$) |
| Effets chroniques (CMEO)/ organismes aquatiques | 2.95 | 26.75 | 13 | 0.74 |
| Effets chroniques (CMEO)/ micro-organismes | - | - | 1 | - |
| Effets chroniques (CMEO)/ microphytes | 2.16 | 40.99 | 7 | 0.85 |
| Effets chroniques (CMEO)/ macrophytes | 12.50 | -4.20 | 2 | 1.00 |
| Effets chroniques (CMEO)/ invertébrés | 10.50 | 5.78 | 2 | 1.00 |
| Effets chroniques (CMEO)/ poissons | - | - | 1 | - |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ organismes aquatiques | 3.10 | 33.70 | 33 | 0.41 |
| Effets chroniques (CMEO)/ micro-organismes | 23.77 | -27.02 | 3 | 0.91 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ microphytes | 18.70 | -24.95 | 2 | 1.00 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ invertébrés | 0.89 | 75.74 | 10 | 0.67 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ poissons | 28.74 | -40.41 | 18 | 0.85 |

CMEO: Concentration minimale avec effet observé; $CE_{50}$: Concentration provoquant un effet chez 50 % des organismes exposés; $CL_{50}$: Concentration provoquant un effet létal chez 50 % des organismes exposés.

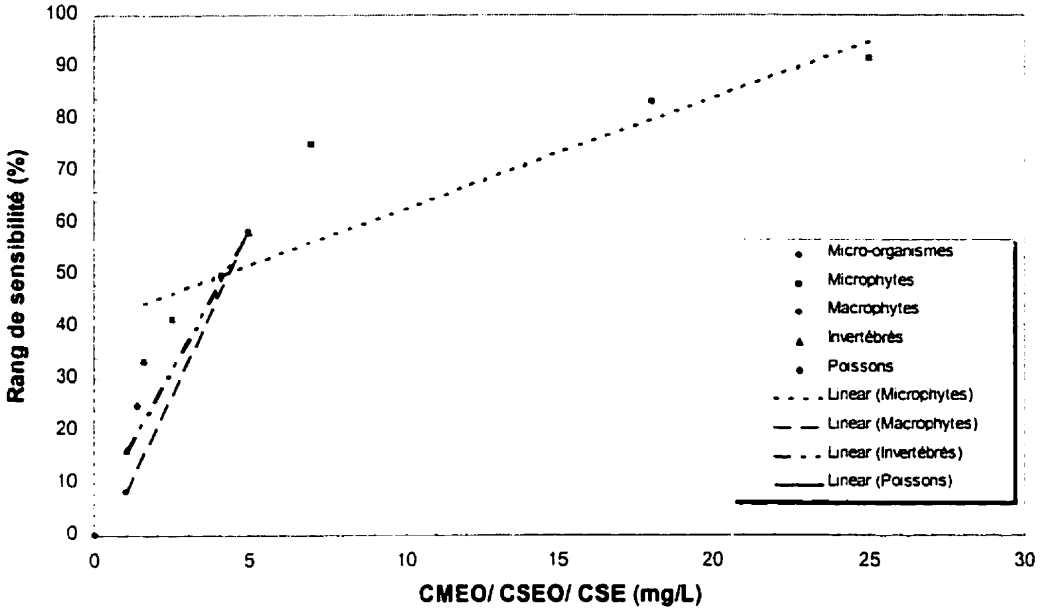



**Figure 8.8. Distribution des effets sous-létaux et chroniques (CMEO) pour les organismes aquatiques exposés à des solutions de TNT (mg/L).**

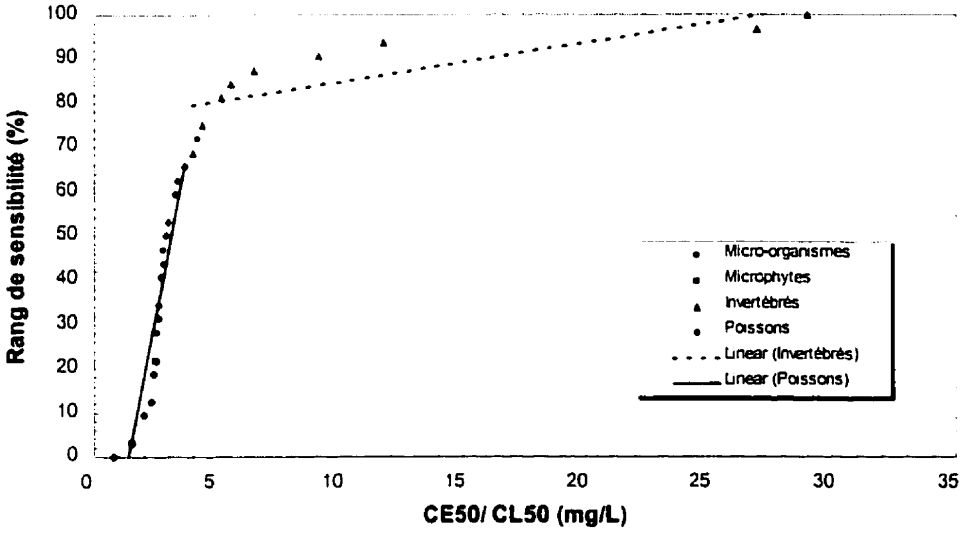



**Figure 8.9. Distribution des effets aigus ($CL_{50}$/$CE_{50}$) pour les organismes aquatiques exposés à des solutions de TNT (mg/L).**

***Estimation de l'exposition pour les organismes aquatiques***

Les voies d'exposition considérées sont le contact direct et l'ingestion des contaminants, lesquelles sont prises en compte lors de l'évaluation des effets par contact direct dans l'eau. La figure 8.10 présente la distribution des concentrations dans l'eau souterraine pour les sites à l'étude. Les concentrations estimées par le modèle après 365 jours CalTOX (tableau 8.4) sont significativement plus faibles que celles mesurées. Cependant, considérant l'âge de la contamination et les phénomènes de complexion dans le sol associés à ce type de contaminant, les concentrations dans l'eau souterraine ne devraient pas diminuer de façon significative. Cette affirmation est appuyée sur le fait que le TNT est toujours présent en teneur élevée, après plusieurs décennies et que les concentrations mesurées lors des caractérisations antérieures montrent que les teneurs dans le sol et l'eau souterraine décroissent très lentement. La demi-vie du TNT serait donc sous-estimée pour les conditions considérées.

Par contre, les sols contaminés par le TNT et ses dérivés pourraient lentement être transporter de façon latérale ou verticale par des mécanismes physiques (mouvement de masse en absence d'eau, entraînement vers le bas, transport par le vent). Les concentrations dans l'eau souterraine pourraient alors diminuer.

Les récepteurs écologiques aquatiques contrairement aux récepteurs terrestres peuvent difficilement éviter les zones contaminées. Cependant, les teneurs en TNT et ses métabolites seront diluées à leur arrivée dans le fleuve. De plus, la dégradation en présence de lumière et de micro-organismes devrait être accélérée. L'exposition devrait par conséquent être de courte durée (aiguë). Cependant, l'exposition périodique de certains organismes, à des doses non létales peut devenir chronique.

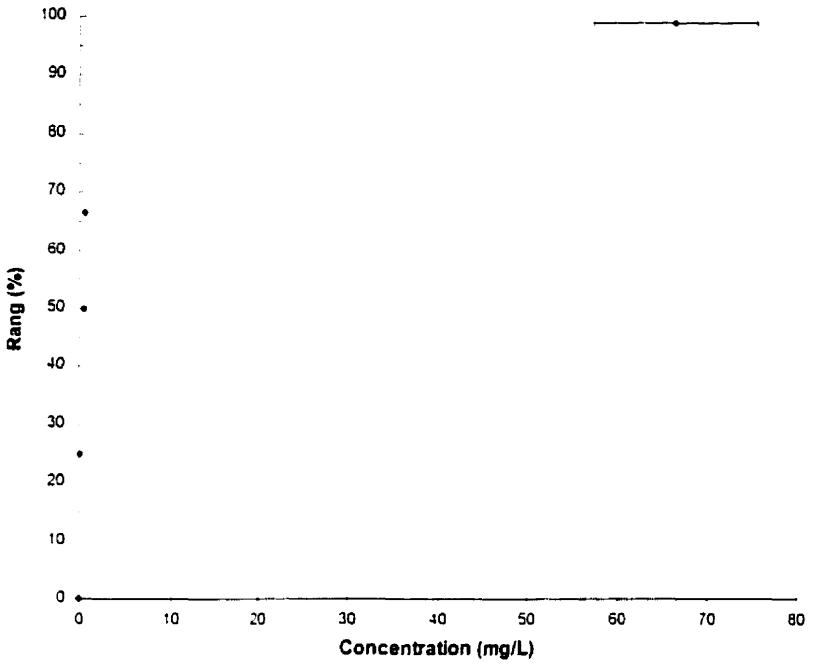



**Figure 8.10. Distribution des concentrations de TNT observées dans l'eau souterraine pour chacun des sites (mg/L).**

### *Valeur de référence pour les organismes aquatiques*

L'estimateur retenu pour le calcul des VR est, lorsque le nombre de données le justifie ($n$>10), le dixième centile de la distribution de sensibilité des effets considérés, ou la valeur toxicologique minimum compilée ($n$≤10). Les VR, estimées pour chaque niveau trophique considéré sont présentées au tableau 8.13. Les VR retenue sont 0.34 (effets aigus) et 0.85 mg/L (effets chroniques).

**Tableau 8.13. Valeurs calculées selon les différentes distributions d'effet du TNT et VR retenues.**

| Effet | Valeur calculée[a] (mg/L) | Valeur de référence retenue (mg/L) |
|---|---|---|
| Effets chroniques (CMEO)/ organismes aquatiques | 1.01[b] | |
| Effets chroniques (CMEO)/ micro-organismes | 0.034[b] | |
| Effets chroniques (CMEO)/ microphytes | 1.6[b] | |
| Effets chroniques (CMEO)/ macrophytes | 1.00[b] | |
| Effets chroniques (CMEO)/ invertébrés | 1.03[b] | |
| Effets chroniques (CMEO)/ poissons | 1.35[b] | |
| Effets chroniques (CMEO)/ eau | - | 0.03 |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ organismes aquatiques | 2.06[a] | |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ micro-organismes | 2.6[b] | |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ microphytes | 1.5[b] | |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ macrophytes | ND | |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ invertébrés | 4.0[b] | |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ poissons | 0.85[a] | |
| Effets aigus ($CE/CL_{50}$)/ eau | | 0.85 |

CMEO: Concentration minimale avec effet observé; $CE_{50}$: Concentration provoquant un effet chez 50 % des organismes exposés; $CL_{50}$: Concentration provoquant un effet létal chez 50 % des organismes exposés.
[a] 10e centile de la distribution des effets ($n$>10).
[b] Valeur minimum publiée ($n$≤10, valeur calculée inférieure à la valeur minimum).

### *Valeur d'exposition pour les organismes aquatiques*

La première VE retenue est, pour chacun des sites considérés, la concentration mesurée dans l'eau souterraine (échantillon composé) lors du plus récent échantillonnage. Cette VE est considérée très conservatrice et est probablement surestimée puisque les organismes aquatiques ne seront jamais exposés à ces concentrations si l'on considère la dilution au fleuve. Toutefois, elle permettra de vérifier si l'eau souterraine contribue à augmenter le risque d'effet chez les organismes aquatiques. Une seconde VE est aussi considérée. Les concentrations dans l'eau de surface estimées par CalTOX après 365 jours permettent de vérifier s'il existe un risque réel pour les organismes aquatiques après dilution de l'eau souterraine au fleuve et transformation du TNT. Puisque l 'ensemble du site contribue à contaminer l'eau de surface, seule la valeur maximale estimée est retenue comme VE. Le tableau 8.14 résume les VE retenues.

**Tableau 8.14. VE estimées dans l'eau pour chacun des sites contaminés par le TNT.**

| Site | Concentrations estimées (mg/L) | |
|---|---|---|
| | Eau souterraine[a] | Eau de surface[b] |
| A | 57.3 | 0.006 |
| B | 0.1 | |
| C | ND | |
| D | 0.7 | |
| E | 0.6 | |

ND: Non détectable (seuil de détection: 0.1 µg/L)
[a] Concentration mesurée dans l'eau souterraine lors du plus récent échantillonnage (novembre 1997).
[b] Concentration estimée, par le modèle de transport et transformation CalTOX, dans l'eau de surface après 365 jours, à partir des concentrations mesurées dans le sol et l'eau souterraine.

## 8.7.2 Caractérisation du risque écotoxicologique

### *8.7.2.1 Effets directs pour les organismes terrestres*

#### Estimation du risque

Le tableau 8.15 présente les indices de risque (IR), les $IPC_{90}$ et les estimés de risque relatifs (R, %) correspondant pour chacun des sites étudiés selon les VR aiguës et chroniques retenues.

**Tableau 8.15. Estimé de risque d'effets aigus et chroniques pour les organismes terrestres pour chacun des sites.**

| Site | $C_{90}$ | Effets aigus | | | Effets chroniques | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | IR[a] | $IPC_{90}$[b] | R (%) | IR[c] | $IPC_{90}$[d] | R (%) |
| A | 16753 | 177.4 | >100 | 100 | 354.7 | >100 | 100 |
| B | 3750 | 44.0 | >100 | 80.2 | 87.9 | >100 | 47.8 |
| C | <0.1 | <0.002 | <0.03 | ND (<0.003) | <0.003 | <23.5 | ND (<0.1) |
| D | 367.3 | 5.2 | 97.7 | 9.8 | 10.3 | 67.6 | 6.8 |
| E | 3.3 | 0.01 | <0.03 | ND (<0.003) | 0.11 | 23.9 | ND (<0.1) |

$C_{90}$: 90e centile de la distribution des concentrations; IR: indice de risque (VE/VR); $IPC_{90}$: valeur centile du rang de sensibilité aiguë ou chronique des organismes qui interceptent le 90e centile de la distribution des concentrations; R: risque relatif (%); ND: Non détecté.
[a] VR retenue (tableau 1.9) : 60.0 mg/kg (effets aiguë: critère préliminaire/ sites industriels).
[b] Plantes & invertébrés (effets aigus; tableau 8.6); $m_{ce}$= 0.31; $b_{ce}$=-16.1.
[c] VR retenue (tableau 1.9) : 30.0 mg/kg (effets chroniques).
[d] Plantes & invertébrés (effets chroniques; tableau 8.6); $m_{ce}$= 0.12; $b_{ce}$= 23.53.

Les $MS_{10}$ peuvent être calculées pour chacun des ensembles de données considérés (tableau 8.16).

**Tableau 8.16. Marges de sécurité considérant un risque d'effets aigus et chroniques de 1% chez les organismes terrestres pour chacun des sites.**

| Site | Effets aiguë | | Effets chroniques | |
|---|---|---|---|---|
| | $IPCe_{10}$[a,b] | $MS_{10}$[b] | $IPCe_{10}$[a,c] | $MS_{10}$[c] |
| A | 15.4 | 0.004 | 15.2 | 0.002 |
| B | 11.7 | 0.016 | 11.0 | 0.008 |
| C | >100 | >600 | >100 | >300 |
| D | 11.1 | 0.16 | 3.0 | 0.082 |
| E | >100 | 18.2 | >100 | 9.1 |

$IPCe_{10}$: Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution des concentrations d'effets; $MS_{10}$: marge de sécurité entre le 10e centile de la distribution de sensibilité aiguë ou chronique des organismes et le 90e centile de la distribution des concentrations d'exposition (les valeurs négatives indiquent un manque de marge de sécurité).

[a] $m_c$ (site A)=0.005; $b_c$(site A)=15.05; $m_c$(site B)=0.021; $b_c$=(site B)=10.40; $m_c$ (site C)=0.0; $b_c$=(site C)=0.0; $m_c$(siteD)= 0.269;.$b_c$=(site D)=-5.07; $m_c$(siteE)= 28.5;.$b_c$=(site E)=-6.69.

[b] $Ce_{10}$ (plantes & invertébrés; tableau 8.6) = valeur minimum publiée = 60.0 mg/kg (effets aigus).

[c] $Ce_{10}$ (plantes & invertébrés; tableau 8.6) = 30.0 mg/kg (effets chroniques).

La figure 8.11 illustre la comparaison entre les distributions des concentrations d'exposition de chacun des sites étudiés et les distributions d'effets aigus et chroniques. La plupart des estimateurs de concentrations raisonnables (incluant les concentrations moyennes, intervalles de confiance à 95% supérieure, concentrations maximales) des sites A, B et D sont supérieurs au 10e centile de la distribution des effets aigus et chroniques. Ceci entraîne des valeurs pour les $MS_{10}$ inférieures à 1, ce qui signifie qu'il n'y a aucune marge de sécurité entre les VE et les VR (tableau 8.15). Les concentrations associées aux sites A et B sont aussi supérieures au 90e centile de la distribution des effets aigus et chroniques, ce qui signifie qu'il est peu probable que les organismes ne puissent être affectés par la présence du TNT.

Lorsqu'une distribution des concentrations observées sur un site donné est comparée aux distributions d'effets aigus ou chroniques, la probabilité qu'il y ait un risque significatif peut être estimée. Le risque (R; %) d'excéder le 10e centile de la distribution des effets pour les concentrations mesurées de TNT pour chacun des sites à l'étude est illustré à la

figure 8.12. Ainsi le risque d'effets aigus ou chroniques est très élevé pour les sites A et B, significatif pour le site D, et il est non déterminé pour les sites C et E.

D, et il est très faible pour les sites C et E.

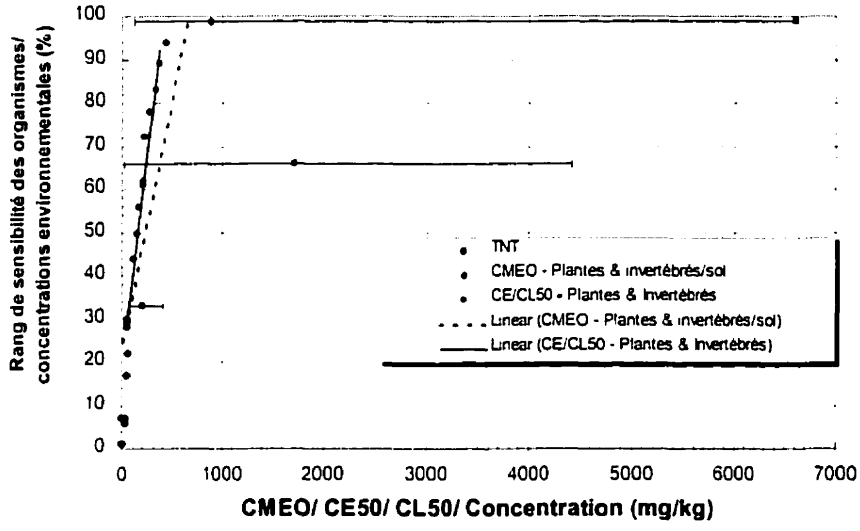



**Figure 8.11. Comparaison entre la distribution des concentrations mesurées de TNT (concentration moyenne ± écart-type) dans le sol et de la distribution des effets aigus (—) et chroniques (- - -) pour chacun des sites (mg/kg).**

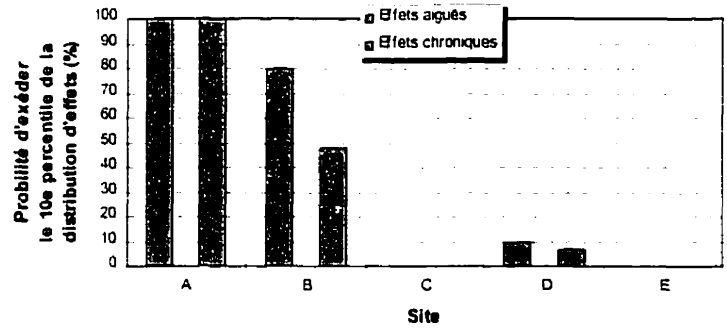



**Figure 8.12. Probabilité (%) d'excéder le 10e centile de la distribution des effets aigus et chroniques pour les concentrations de TNT mesurées pour chacun des sites.**

**Interprétation du risque**

***Analyse de l'incertitude***

L'analyse de l'incertitude est importante puisqu'elle permet d'identifier et, dans la limite du possible, de quantifier les incertitudes générées lors des différentes activités de l'ÉRÉ. De plus, l'évaluation des incertitudes permet, dans certains cas, d'identifier des voies par lesquelles l'incertitude peut être réduite. L'incertitude en ÉRÉ provient de trois sources (1) la connaissance imparfaite des systèmes considérés; (2) les erreurs systématiques (*e.g.* manipulation des données, erreurs analytiques); (3) les erreurs non-systématiques (stochasticité et variabilité). Ce dernier groupe peut être décrit et quantifié, et il est considéré lorsqu'une approche probabiliste est utilisée pour l'ÉRÉ.

L'analyse de l'incertitude associée à l'évaluation du risque d'effets directes pour les organismes terrestres considère différents éléments :

**Caractérisation des incertitudes associées à l'évaluation de l'exposition**

***Erreurs associées à l'échantillonnage***

L'échantillonnage a été réalisé selon la méthode du choix raisonné, *i.e.* sans plan d'échantillonnage préalable. Cette méthode ne permet pas d'évaluation statistique *a priori* et ne permet pas d'optimiser le nombre d'échantillons et de minimiser l'erreur statistique. Cependant, le nombre d'échantillons ($n$ =10) et la variance des résultats analytiques permet d'apprécier la variabilité des concentrations dans le sol. La ressemblance entre les échantillons peut être évaluée en utilisant la formule de Gy (1979; $S^2 = S^2/m$) qui considère le volume moyen (m) de sol du site et son écart-type ($S^2$). Considérant la variance, la distribution des données et la ressemblance des échantillons (tableau 8.3), l'erreur associée à l'échantillonnage est jugée raisonnable.

***Erreurs associées aux analyses chimiques***

L'application de la procédure d'assurance et de contrôle de la qualité permet de minimiser les erreurs et s'il y a lieu de les corriger. Toutes les données présentées respectent les critères de contrôle de la qualité établis. Aussi, la qualité des données est

jugée acceptable. L'incertitude relative aux erreurs d'analyses est jugée minimale. La précision analytique des méthodes d'analyse du TNT dans le sol varie de 8.2 % (669 mg/kg) à 9.0 % (7 mg/kg; U.S. EPA, 1997). La limite de détection du TNT dans le sol est environ 0.25 mg/kg.

***Incertitude associées au modèle de transport***

L'incertitude associée au modèle de transport CalTOX dépend largement des paramètres d'entrée choisis. Une mauvaise sélection de ces paramètres amènera un biais de l'estimé. Une analyse de l'incertitude associée à la variabilité des paramètres peut être réalisée avec une simulation *Monte Carlo*. Cette simulation peut être réalisée à l'aide du modèle CRYTALL BALL. Les résultats indiquent que les concentrations estimées avec CalTOX se situent entre le 95e centile et la valeur maximum obtenue avec la simulation *Monte Carlo*. Tenant compte de l'incertitude associée à l'ensemble des paramètres, les estimations de CalTOX semblent être appropriées. Toutefois, le modèle CalTOX n'a pas été validé pour ce contaminant et les conditions du site. De plus, considérant l'ampleur, l'âge et la nature de la contamination sur certains sites, les phénomènes de complexion et les caractérisations antérieures, il est possible que CalTOX ait sous-estimé les concentrations de TNT dans le sol. L'incertitude résiduelle sur les estimés de concentrations dans les différents compartiments (tableau 8.4) a été minimisée par une approche conservatrice, *i.e.* utilisation des concentrations initiales comme VE (tableau 8.5), considérant la persistance des concentrations au cours des dernières années.

**Incertitude associée à l'évaluation de l'effet**

Le nombre relativement faible d'organismes cultivés et utilisés en laboratoire amène des incertitudes lorsque des résultats sont extrapolés à l'ensemble des populations naturelles d'un groupe d'organismes. L'incertitude augmente lorsque le résultat d'un test avec une seule espèce est extrapolé à un paramètre d'évaluation écologique. Ainsi, l'utilisation des données toxicologiques provenants d'essais en laboratoire soulève des incertitudes tant qu'aux effets réels sur les récepteurs identifiés. Toutefois, les résultats d'essais en

laboratoire sont considérés conservateurs puisque les organismes issus de populations naturelles sont généralement plus résistants aux agents stresseurs.

Les données relatives aux effets du TNT et de ses métabolites dans le sol sont relativement peu nombreuses. D'autre part, il n'existe pratiquement pas de confirmations inter-laboratoire pour plusieurs effets mesurés dans le sol, notamment avec le ver de terre. Compte tenu des informations disponibles, il est difficile de juger la possibilité de sous-estimer le risque pour certaines espèces sensibles de l'écosystème.

La variabilité des résultats des tests de toxicité pour des espèces données, testées lors d'expériences différentes ou par des auteurs différents est possiblement due aux erreurs stochastiques et systématiques. Dans la présente évaluation, lorsque plusieurs études ou valeurs étaient rapportées pour un même type d'effets (aigus ou chroniques) et une même espèce, seule les valeurs d'effet conservatrices (concentration la plus faible ) ont été retenues. Dans certains cas l'étendue des valeurs de toxicité, pour un même paramètre et une même espèce, est relativement élevée. Ceci est cependant considéré lors du développement des distributions d'effets. Lorsque l'étendue des valeurs est grande, les pentes sont faibles et la probabilité de recoupement, *i.e.* de déceler un risque, est plus élevée.

L'utilisation de facteur de sécurité supplémentaire n'a pas été jugée nécessaire, considérant l'approche relativement sévère retenue (*i.e.* 10e centile de la distribution des effets ou valeur minimum publiée). Cependant, l'utilisation d'un facteur de 10 (inter-espèce), pour protéger des récepteurs sensibles qui n'auraient pas été considérés, aurait pour conséquence d'augmenter la valeur de l'ER déjà significatif pour les sites A, B et D.

Dans les études toxicologiques, notamment pour les études de toxicité chronique, l'étendue et le choix des concentrations peuvent influencer le calcul des résultats (CMEO, CSEO, CSE). Une mauvaise sélection des concentrations peut entraîner une CMEO non déterminée. Cette erreur systématique amène un estimé de l'effet et du

risque moins conservateur. Il est difficile de corriger ce type d'incertitude pour les données tirées de la littérature. La sélection du paramètre de mesure ($CL_{50}$, CSEO) peut aussi affecter le calcul de la VR. Aussi, seule les études rapportant une CMEO (effets chroniques) ou une concentration médiane (effets aigus) ont été utilisées.

**Incertitude associée à l'estimation du risque**

L'incertitude associée à l'ER est partiellement considérée lors du choix des VR et VE. L'utilisation d'une approche probabiliste pour choisir ces valeurs permet de considérer les incertitudes associées à la stochasticité lors de la caractérisation de l'exposition et de l'effet. Cependant, il subsiste des incertitudes quant aux méthodes utilisées pour déterminer ces valeurs, notamment VR, et par conséquent l'ER devient une valeur incertaine. Il est possible que le risque soit surestimé parce que les valeurs choisies sont conservatrices. Les conséquences de cette surestimation sont d'ordre économique. La réalisation d'une ÉRÉ détaillée permettrait de réduire l'incertitude et d'augmenter la précision de l'ER, ce qui pourrait réduire les coûts de traitement ou de disposition des sols. La possibilité de sous-estimer le risque est jugée très faible. Le jugement est appuyé par les différentes mesures (études de toxicité et en mésocosmes) et les observations sur le terrain (présence d'organismes dans les zones peu contaminée).

**Incertitudes biologiques et écologiques**

En plus des incertitudes liées aux données d'exposition et d'effets, les incertitudes biologiques et écologiques doivent être considérées. Il faut aussi considérer le potentiel de récupération ou d'adaption des organismes sur les sites, les effets confondants des agents stresseurs (*e.g.* conditions du site, présence de métaux ou autres contaminants non mesurés), et la redondance écologique des fonctions des espèces affectées. Il existe peu de données physico-chimiques concernant les sites étudiés. Elles ne permettent pas de juger du potentiel de récupération des espèces exposées. Aussi, les données ne permettent pas de soupçonner un effet lié à leur présence.

**Incertitude associée aux facteurs confondants**

Compte tenu de la nature de l'ÉRÉ préliminaire et des renseignement disponibles, il est difficile d'identifier des facteurs confondants qui auraient un effet additionnel, synergique ou antagoniste pour les organismes. La présence d'autres contaminants est possible puisque des effets ont été mesurés avec les études en mésocosmes dans des zones où le TNT est ses métabolites sont non détectables. Même si les analyses chimiques réalisées avec des échantillons des sites à l'étude et les études en mésocosmes ne permettent pas de soupçonner un impact majeur de tels facteurs, des incertitudes subsistent.

***Discussion des estimés de risque***

Considérant les données disponibles, les distributions d'effets aigus et chroniques ont été comparées aux distributions des concentrations pour chacun des sites à l'étude. Pour chacun d'eux, un IR, les $MO_{10}$ et le risque relatif (R) (*i.e.* la probabilité d'excéder le 10e centile de la distribution d'effets aigus ou chroniques) ont été estimés.

**Exposition aiguë**

Les sites C et E ne présentent pas de risque d'effets aigus. Ainsi la possibilité d'avoir un risque supérieur à 1% (tel qu'estimé par l'IR) est très faible pour le site E (0.01) et encore plus faible pour le site C (<0.002). La $MS_{10}$ est donc relativement élevée pour le site E (18.2) et très élevée pour le site C (>600). La probabilité d'excéder le 10e centile d'effet est non probable pour les deux sites (<0.003%).

Le risque d'effets aigus est cependant jugé très significatif pour les sites A, B et D. L'IR est très élevé pour les sites les plus contaminés (A: 177.4; B: 44.0) et il est élevé pour le site le moins contaminé (D: 5.2). Le risque relatif estimé à 9.8 % (site D), 80.2% (site B) et 100% (site A), est aussi très élevé. La marge de sécurité est absente pour ces sites (A: 0.004 ; B: 0.016; D: 0.16).

**Exposition chronique**

De façon similaire, le site référence C et le site E ne présentent pas de risque d'effets chroniques. Ainsi la possibilité d'avoir un risque supérieur à 1% est très faible pour le site E (0.11) et encore plus faible pour le site C (<0.003). La $MS_{10}$ est cependant peu élevée pour le site E (9.1) tandis qu'elle est très élevée pour le site C (>300). La probabilité d'excéder le 10e centile d'effets, est non probable pour les deux sites (<0.1%).

Le risque d'effets chroniques est aussi jugé très significatif pour les autres sites. L'IR est aussi très élevé pour les sites les plus contaminés (A: 354.7; B: 87.9) et il est élevé pour le site le moins contaminé (D: 10.3). Le risque relatif (R) pour chacun des sites, estimé respectivement à 6.8 % (site D), 17.8% (site B) et 100% (site A), est aussi très élevé. La $MS_{10}$ est absente pour ces sites (A: 0.002 ; B: 0.008; D: 0.82).

**Mésocosmes**

Les études en mésocosmes représentent un paramètre de mesure plus représentatif du paramètre d'évaluation que les études en laboratoire. Cependant, elles comportent une variabilité élevée en raison des conditions non optimisées et non contrôlées sur le terrain qui peuvent interférer avec les effets des contaminants. L'évaluation de l'étude en mésocosmes constitue la dernière étape de l'analyse. Aussi, le taux de mortalité relativement élevé pour les sites de référence C pourrait être attribuables à la présence d'un autre agent stresseur non identifié ou aux conditions expérimentales.

L'étude réalisée avec 18 mésocosmes (5 réplicats pour les sites A, B et C; 3 réplicats pour le site D) semble confirmer la présence d'effets aigus significatifs pour les sites A, B, et D (tableau 8.8) liés à la présence de TNT et/ou de ses métabolites (tableau 8.7). De plus l'utilisation d'un biomarqueur cellulaire, le $TRRN_{50}$, permet de confirmer le stress causé par les contaminants dans des conditions réelles de terrain par rapport au groupe contrôle. Quoique relativement faible, le stress mesuré avec ce biomarqueur pour le site

C pourrait aussi être attribuable à un autre agent stresseur ou aux conditions expérimentales. Ces expériences devraient être confirmées avant de conclure à un risque.

**Signification écologique et évidence causale**

Les mesures effectuées en laboratoire avec les organismes terrestres ont démontrées qu'il existe une relation entre l'agent stresseur et les réponses mesurées. Les conditions contrôlées utilisées pour évaluer les effets du TNT laissent supposer que cette réponse est bien associée au TNT. Les ER considèrent la variabilité inter-espèce des effets associés au TNT mesurés en laboratoire. Cependant, ils ne considèrent pas les interactions avec d'autres contaminants, ni les effets et la variabilité dans des conditions réelles chez des organismes indigènes.

La réversibilité des effets mesurés en laboratoire n'est pas documentée. Il est cependant possible que les effets soient réversibles et que les organismes terrestres puissent s'adapter à la présence du TNT dans l'intervalle de concentrations mesurées sur le site étudié. Les organismes observés dans la plupart des sites étudiés (insectes, vers, plantes) semblent peu affectés par la présence du TNT. Les observations qualitatives sur le terrain indiquent cependant que les populations d'organismes évitent les sols hautement contaminés par le TNT (*e.g.* site A). Des études de terrain devraient confirmer ces observations.

Considérant, l'échelle temporelle de la contamination (plus de 50 ans), il est peu probable que le risque d'effets augmente aux cours des prochains mois. Cependant, le risque pourrait être pratiquement éliminé si la portion contaminée des sols excédant 30 mg/kg était enlevée et/ou traitée. De plus, la portée spatiale du risque d'effets directs semble se limiter aux sites contaminés puisque le TNT est non détectables sur les sites environnants.

De façon générale, l'amplitude du risque pour les effets mesurés augmente avec la concentration dans le sol. Les études de toxicité et les études en mésocosmes semblent

confirmer cette information. De plus, les observations faites sur les sites semblent indiquer que les organismes ne peuvent coloniser les sols fortement contaminés par le TNT (*e.g.* site A).

### *8.7.2.2 Effets directs pour les organismes aquatiques*

**Estimation du risque**

Le risque est estimé suivant l'approche utilisée pour les organismes terrestres et décrite à la section 8.7.1. Le tableau 8.17 présente les IR, les $IPC_{90}$ et le risque relatif (R) correspondant pour chacun des sites étudiés selon les VR aiguës et chroniques retenues considérant une exposition à l'eau souterraine et à l'eau de surface après dilution de l'eau souterraine dans le fleuve (selon les concentrations estimées avec CalTOX).

Pour chacun des ensembles de données d'exposition, la distribution des concentrations dans l'eau peut être comparée avec la distribution des effets aigus ou chroniques. Les $MS_{10}$ peuvent être calculées pour chacun des ensembles de données considérés (tableau 8.18).

**Tableau 8.17. Estimé de risque d'effets aigus et chroniques pour les organismes aquatiques pour chacun des sites.**

| Site | $C_{90}$ | Effets aigus | | | Effets chroniques | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | IR[a] | $IPC_{90}$[b] | R (%) | IR[c] | $IPC_{90}$[d] | R (%) |
| Eau souterraine | | | | | | | |
| A | 73.7 | 67.4 | >100 | 33.0 | 1910 | >100 | 26.2 |
| B | 0.1 | 0.11 | 31.8 | 3.2 | 3.3 | 34.0 | 3.4 |
| C | 0.0001 | <0.0001 | <31.4 | ND (<0.001) | < 0.003 | <33.7 | ND (<0.001) |
| D | 0.73 | 0.82 | 34.4 | 3.4 | 24.3 | 36.0 | 3.6 |
| E | 0.61 | 0.71 | 34.8 | 3.5 | 17.6 | 33.8 | 3.4 |
| Eau de surface | | | | | | | |
| | 0.006 | 0.007 | 31.4 | ND (<0.1) | 0.2 | <33.7 | ND (<0.03) |

$C_{90}$: 90e centile de la distribution des concentrations; IR: indice de risque (VE/VR); $IPC_{90}$: valeur (centile) du rang de sensibilité aiguë ou chronique des organismes qui interceptent le 90e centile de la distribution des concentrations; ND: Non détecté.

[a] Valeur de référence retenue (tableau 8.13) : 0.85 mg/L (effets aigus).

[b] Organismes aquatiques (tableau 8.12); $m_{ce}$= 4.05; $b_{ce}$= 31.40.

[c] Valeur de référence retenue (tableau 8.13) : 0.034 mg/L (effets chroniques).

[d] Organismes aquatiques (tableau 8.12); $m_{ce}$= 3.10; $b_{ce}$=33.70.

**Tableau 8.18. Marge de sécurité ($MS_{10}$) considérant un risque d'effets aigus et chronique de 1% chez les organismes aquatiques pour chacun des sites.**

| Site | Effets aigus | | Effets chroniques | |
|---|---|---|---|---|
| | $IPCe_{10}$ [a,b] | $MS_{10}$ [b] | $IPCe_{10}$ [a,c] | $MS_{10}$ [c] |
| Eau souterraine | | | | |
| A | <0.1 | 0.011 | <0.1 | 0.0004 |
| B | ND | 8.5 | ND | 0.3 |
| C | ND | 8500 | ND | 300 |
| D | ND | 1.2 | <0.1 | 0.04 |
| E | ND | 1.4 | ND | 0.06 |
| Eau de surface | | | | |
| | ND | 141.7 | ND | 5 |

$IPCe_{90}$: Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution des concentrations d'effets; $MS_{10}$: marge de sécurité entre le 10e centile de la distribution de sensibilité aiguë ou chronique des organismes et le 90e centile de la distribution des concentrations d'exposition (les valeurs négatives indiquent un manque de marge de sécurité); ND : Non déterminé.

[a] $m_c$ (site A)=0.05; $b_c$(site A)=-3.15; $m_c$(site B)=0.0; $b_c$=(site B)=0.0; $m_c$ (site C)=0.0; $b_c$=(site C)=0.0; $m_c$(siteD)= 33.3;.$b_c$=(site D)=-23.3; $m_c$(site E)=0.0; $b_c$=(site E)=0.0.

[b] $Ce_{10}$ (organismes aquatiques; tableau 8.13) = valeur minimum publiée = 0.85 mg/L (effets aigus).

[c] $Ce_{10}$ (organismes aquatiques; tableau 8.13) = valeur minimum publiée = 0.034 mg/L (effets chroniques).

La figure 8.12 illustre la comparaison entre les distributions des concentrations dans l'eau souterraine de chacun des sites étudiés et les distributions d'effets aigus et chroniques. La plupart des estimateurs de concentrations raisonnables (incluant les concentrations moyennes, 90e centile, intervalles de confiance à 95% supérieure, concentrations maximales) du site A sont supérieurs au 90e centile de la distribution des effets aigus et chroniques, ce qui signifie qu'il est peu probable que les organismes ne puissent être affectés par la présence du TNT, tandis que les concentrations associées aux autres sites sont inférieures. Aussi, les concentrations associées au site B, D et E sont supérieurs au 10e centile de la distribution des effets chroniques. Ceci entraîne des valeurs pour les $MS_{10}$ inférieures à 1, ce qui signifie qu'il n'y a aucune marge de sécurité entre les VE et les VR (tableau 8.17).

Lorsqu'une distribution des concentrations observées sur un site donné est comparée aux distributions d'effets aigus ou chroniques, la probabilité qu'il y ait un risque significatif peut être estimée. Le risque (R; %) d'excéder le 10e centile de la distribution des effets pour les concentrations mesurées de TNT pour chacun des sites à l'étude est illustré à la

figure 8.13. Ainsi le risque d'effets aigus est très élevé pour le site A. La présence de risque d'effets aigus ou chroniques est aussi probable pour le site B, D et E(3.2-3.6%) tandis qu'il est non quantifiable pour le site de référence C.

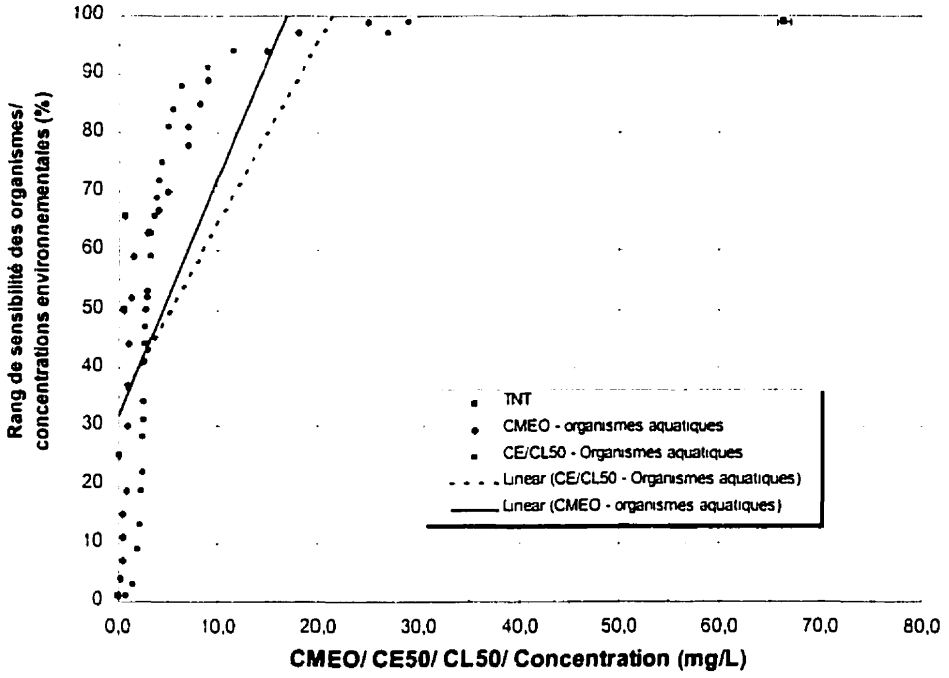



**Figure 8.13. Comparaison entre la distribution des concentrations de TNT mesurées dans l'eau souterraine et la distribution des effets aigus et chroniques (mg/L).**

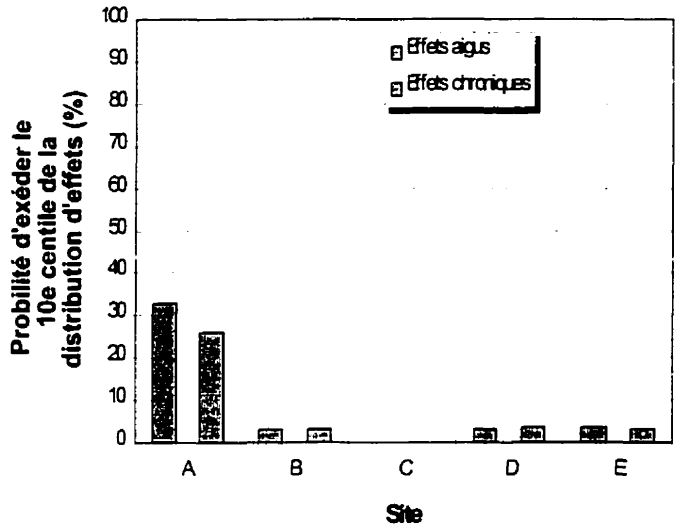



**Figure 8.14. Probabilité (%) d'excéder le 10e centile de la distribution des effets aigus et chroniques pour les concentrations de TNT mesurées dans l'eau souterraine.**

### Interprétation du risque

#### *Analyse de l'incertitude*

L'analyse de l'incertitude associée à l'évaluation du risque d'effets directes pour les organismes aquatiques considère différents éléments :

**Caractérisation des incertitudes associées à l'évaluation de l'exposition**

***Erreurs associées à l'échantillonnage***

L'échantillonnage a été réalisé de façon composite selon la méthode du choix raisonné à 6 mois d'intervalle. Le nombre d'échantillons ($n$=2) ne permet pas d'apprécier la variabilité des concentrations dans les eaux souterraines, mais la consistance des données historiques et celles utilisées pour l'évaluation permettent une certaine confiance dans ces données. L'incertitude associée à l'échantillonnage est jugée faible.

***Erreurs associées aux analyses chimiques***

Les données présentées respectent les critères établis pour le contrôle de la qualité . La qualité des données est jugée acceptable. L'incertitude relative aux erreurs d'analyses est

jugée minimale. La précision analytique des méthodes d'analyse du TNT dans l'eau varie de 2 % (500 µg/L) à 15 % (50 µg/L; U.S. EPA, 1997). La limite de détection du TNT dans l'eau est environ 0.1 µg/L.

***Incertitude associées au modèle de transport***

Si l'on tient compte de l'incertitude associée à l'ensemble des paramètres, les estimations de CalTOX semblent être appropriées. Le modèle CalTOX n'a cependant pas été validé pour ce type de contaminant et les conditions du site. Aussi, considérant l'ampleur, l'âge et la nature de la contamination sur certains sites, les phénomènes de complexion et les caractérisations antérieures, il est possible que CalTOX ait sous-estimé les concentrations de TNT dans l'eau souterraine.

**Incertitude associée à l'évaluation de l'effet**

Tel que déjà discuté, l'extrapolation des données de laboratoire aux populations naturelles amène des incertitudes. Les données relatives aux effets du TNT et de ses métabolites dans l'eau sont relativement peu nombreuses. Compte tenu de la nature des contaminants, il n'existe pratiquement pas de confirmations inter-laboratoire pour plusieurs effets mesurés dans l'eau. Il est actuellement difficile de juger la possibilité de sous-estimer le risque pour certaines espèces sensibles de l'écosystème.

Puisque les résultats des tests de toxicité varient pour une même espèce ou un même type d'effet, seules les valeurs d'effets les plus conservatrices ont été retenues. L'utilisation de facteur de sécurité supplémentaire n'a pas été jugée nécessaire, considérant l'approche relativement sévère retenue. Cependant, l'utilisation d'un facteur de 10 (inter-esèce) pour protéger des récepteurs sensibles qui n'auraient pas été considérés, aurait pour conséquence d'augmenter la valeur de l'ER, déjà significatif pour les sites A, B, D et E si les effets chroniques sont considérés. De plus, avec ce facteur, le risque d'effets chroniques dans l'eau de surface serait considéré positif.

Comme il a été discuté précédamment, la sélection des paramètres de mesure (CMEO, CSEO) peut affecter le calcul de la VR. Seules les études rapportant une CMEO (effets chroniques) ou une concentration médiane (effets aigus) ont été utilisées.

#### Incertitude associée à l'estimation du risque

L'incertitude associée à l'ER est partiellement considérée lors du choix des VR et des VE. L'utilisation d'une approche probabiliste pour choisir ces valeurs permet de considérer les incertitudes associées à la stochasticité lors de la caractérisation de l'exposition et de l'effet. Cependant, il subsiste des incertitudes quant aux méthodes utilisées pour déterminer les VR, et par conséquent l'ER. Il est possible que le risque soit surestimé. La possibilité de sous-estimé le risque est jugée très faible. De plus, le risque relatif à chaque site a été évalué à partir des concentrations dans l'eau souterraine, lesquelles seront inférieures après dilution et dégradation dans l'eau de surface.

#### Incertitudes biologiques et écologiques

Les données disponibles ne permettent pas de juger du potentiel de récupération des espèces exposées.

#### Incertitude associée aux facteurs confondants

Compte tenu de la nature de l'évaluation préliminaire, il est actuellement impossible d'identifier des facteurs confondants qui auraient un effet additionnel, synergique ou antagoniste pour les organismes.

### Discussion de l'estimé de risque

Les distributions d'effets aigus et chroniques ont été comparées aux distributions des concentrations dans l'eau souterraine pour chacun des sites à l'étude. Pour chacun des sites, un IR, les $MO_{10}$ et le risque relatif (*i.e.* la probabilité d'excéder le 10e centile de la distribution d'effets aigus ou chroniques) ont été estimés.

***Exposition aiguë***

Le site référence C ne présente pas de risque d'effets aigus. Ainsi la possibilité d'avoir un risque supérieur à 1% pour ce site (tel qu'estimé par l'IR) est faible (<0.0001). La $MS_{10}$ est très élevée (>8500). La probabilité d'excéder le 10e centile d'effet est non probable (<0.001%). Le risque d'effets aigus associé aux eaux de surface est aussi estimé très faible (IR: 0.007; R: <0.1%).

Le risque d'effets aigus chez les organismes aquatiques est toutefois jugé très significatif pour les eaux souterraines associées aux sites A (33.0%). La présence de risque a aussi été identifiée pour les sites B (3.2%), D (3.4%) et E (3.5%). L'IR est très élevée (67.4) pour le site A tandis qu'elle est faible pour les sites B (0.11), D (0.82) et E (0.71). La $MS_{10}$ est relativement peu élevée pour le site B (8.5), faible pour les sites D (1.2) et E (1.4), et elle est absente pour le site A (0.011).

***Exposition chronique***

De façon similaire, seul le site de référence C ne présente pas de risque d'effets chroniques. Ainsi, l'IR) est non détectable (<0.003), le risque associé à ce site n'est pas quantifiable et la $MS_{10}$ est estimé à 300. La probabilité d'excéder le 10e centile d'effet est non probable (<0.001%). Le risque d'effets chroniques associé aux eaux de surface est estimé faible (IR: 0.2; R: <0.03%).

Le risque d'effets chroniques chez les organismes aquatiques est toutefois jugé très significatif pour les eaux souterraines associées au site A (26.2%). La présence de risque a aussi été identifiée pour le site B (3.4%), D (3.6%) et E (3.4%). L'IR est très élevée (1910) pour le site A tandis qu'elle est significative pour les sites B (3.3, D (24.3) et E (17.6). La $MS_{10}$ est absente pour les sites A (0.0004), B (0.3), D (0.04) et E (0.06).

***Signification écologique et évidence causale***

Les mesures effectuées en laboratoire avec les organismes aquatiques ont démontrées qu'il existe une relation entre l'agent stresseur et les réponses mesurées. Les conditions contrôlées utilisées pour évaluer les effets du TNT laissent supposer que cette réponse est bien associée au TNT. Les ER considèrent la variabilité inter-espèce des effets associés au TNT mesurés en laboratoire, mais ils ne considèrent pas les interactions avec d'autres contaminants ni les effets et la variabilité dans des conditions réelles chez des organismes indigènes.

La réversibilité des effets mesurés en laboratoire n'est pas documentée. Il est toutefois peu probable que les effets soient réversibles et que les organismes aquatiques puissent s'adapter à la présence du TNT dans l'intervalle de concentrations mesurées dans l'eau souterraine sur le site étudié.

Considérant, l'échelle temporelle de la contamination, il est peu probable que le risque d'effets augmente aux cours des prochains mois. D'ailleurs, le risque devrait diminuer considérablement si les sections contaminées des sols étaient enlevées. La portée spatiale du risque d'effets directs se limite aux sites étudiés. Tenant compte de la dilution des eaux souterraines dans le fleuve et les concentrations estimées dans les eaux de surface par le modèle de transport CalTOX, il est peu probable ($p<0.1$) qu'un effet significatif puisse être mesuré chez les organismes aquatiques. Néanmois, si les concentrations estimées par CalTOX ont pu être être sous-estimées, il est possible que le risque l'ait été aussi.

Généralement, l'amplitude du risque pour les effets mesurés augmente avec la concentration dans l'eau.

### 8.7.3 Conclusions

De façon globale, les sites A, B et D contaminés par le TNT, peuvent entraîner un risque significatif d'effets aigus et chroniques pour certains organismes terrestres. Le site E ne présente pas de risque d'effets pour ces organismes. Les eaux souterraines associées aux sites étudiés représentent aussi un risque d'effet aigus et chroniques pour les organismes aquatiques et un apport toxique significatif, notamment le site A. Toutefois, considérant la dilution des contaminants dans le fleuve, il est peu probable qu'il y ait un véritable impact à court terme. Tenant compte de l'incertitude sur les concentrations estimées et les effets sur les organismes aquatiques, il est possible que le risque associé au TNT dans l'eau de surface soit sous-estimé.

Il est recommandé d'enlever et/ou traiter les sols du site A et d'effectuer une ÉRÉ détaillée pour les sites B et D afin de caractériser de façon plus précise et plus spécifique, et de vérifier la présence du risque pour les organismes terrestres. Également, le risque associé aux eaux souterraines après le traitement de la source de contamination devrait être caractérisé de façon détaillée. En l'absence d'une ÉRÉ détaillée, il est suggéré d'enlever et/ou de traiter les sols contaminés au delà de 30 mg/kg de TNT.

# 9. VALIDATION DU MODÈLE DE GESTIONS DES CONNAISSANCES

Cette section présente les principaux résultats de l'application du modèle de gestion des incertitudes *ADERE* pour évaluer les sols d'un site contaminé par des substances énergétiques, notamment le TNT. Le cas évalué à la section précédente est utilisé et les détails concernant la problématique, l'analyse préliminaire et les choix méthodologiques y sont présentés. La présente section est divisée en deux parties: évaluation du risque d'effets directs pour les organismes terrestres et évaluation du risque d'effets directs pour les organismes aquatiques.

## *9.1 ÉVALUATION DU RISQUE D'EFFETS DIRECTS POUR LES ORGANISMES TERRESTRES*

### 9.1.1 Paramètres

Les sites identifiées sont: 1) site A (fortement contaminé par le TNT); 2) site B (adjacent au site A); 3) site C (site de référence non contaminé par le TNT; 4) site D (situé à proximité d'une zone fortement contaminée par le TNT); 5) site E (situé à proximité d'une zone fortement contaminée par le TNT; annexe X).

Le paramètre d'évaluation retenu est: effets directs pour les organismes terrestres.

L'évaluation considère différents jugements portés par une même évaluateur selon trois approches: conservatrice (C), réaliste (R) et optimiste (O).

### 9.1.2 Données de toxicité

Les données de toxicité utilisées comme paramètres d'entrées sont présentées à l'annexe XIV. Les données relatives aux plantes et aux invertébrés ont été jugées adéquates ($c$>0.75) et leur qualité acceptable ($c$=0.75). Cependant, les données relatives aux micro-

organismes ont été jugées non adéquates ($c$=0.10) pour le paramètre d'évaluation et ont été rejetées par le modèle. En l'absence de jugement externe, le modèle accepte les données entrées seulement si elles sont exprimées en µg/g ou en mg/kg. Par conséquent, les données relatives aux micro-organismes, exprimées en mg/L, ont été rejetées et les données relatives aux plantes et aux invertébrés ont été retenues.

### 9.1.3 Données d'exposition

Les données d'exposition utilisées comme paramètre d'entrées sont résumées au tableau 8.3. Les données ont toutes été jugées adéquates ($c$>0.75) et leur qualité acceptable ($c$>0.75). En l'absence de jugement externe, le modèle accepte les données entrées si elles sont exprimées en µg/g ou mg/kg. Par conséquent, toutes les données de concentration dans le sol sont retenues (site A, $n$=10; site B, $n$=10; site C, $n$=10; site D, $n$=6; site E, $n$=3).

### 9.1.4 Valeur de référence

L'estimateur retenu pour le calcul des valeurs de référence (VR) est, lorsque le nombre de données le justifie ($n$>10), le 10e centile de la distribution des CMEO, ou la valeur minimale compilée. Ainsi, puisque les VR ne peuvent être calculées pour chacun des niveaux trophiques selon la première méthode, le modèle retourne la mention "ND" (non déterminée). Cependant, la VR considérant l'ensemble des CMEO pour les organismes terrestres peut être calculée (30 µg/g). Si la méthode utilisant la CMEO minimale est sélectionnée, les VR calculées sont 30 µg/g (plantes) et 55 µg/g (invertébrés). La VR minimum parmi celles calculées (*i.e.* 30 µg/g), qui correspond aussi à la valeur calculée avec l'ensemble des CMEO pour les organismes terrestres, est alors retenue par le modèle.

La valeur de 60 µg/g proposée comme critère préliminaire pour les sites commerciaux et industriels par Caumartin *et al.* (1998), et qui correspond à la VR calculée pour les effets

aigus, est aussi considérée. Chacune des VR retenues (30 et 60 µg/g) est jugée selon les trois approches retenues. Ainsi, selon l'approche C ($f$=1.00; $c$=0.95), la VR calculée est jugée plus adéquate (*i.e.* évidence de surestimation) que la valeur préliminaire publiée ($f$=0.50; $c$=0.95). Par contre, la valeur publiée est jugée plus adéquate selon l'approche O ($f$=1.00; $c$=0.95) que la VR calculée ($f$=0.50; $c$=0.95). L'approche R suggère aussi que la VR calculée est plus adéquate ($f$=0.75; $c$=0.90) que la valeur préliminaire publiée ($f$=0.50; $c$=0.90).

La valeur de jugement global exprimée par le modèle pour la VR publiée ($eVR_B$=0.98) étant égale à la valeur calculée ($eVR_A$=0.98), le modèle retient 60 µg/g comme valeur de référence adéquate. Lorsque des jugements externes sont omis, la valeur du jugement pour la VR calculée est plus élevée ($eVR_A$=0.98; $eVR_B$=0.50) puisque le modèle retient la valeur la plus conservatrice *i.e.* la plus faible (30 µg/g) comme VR.

### 9.1.5 Valeur d'exposition

L'estimateur retenu pour le calcul des VE est l'intervalle de confiance à 95% supérieure des concentrations mesurées (*Méthode*). Les VE calculées par le modèle sont: 10 642 µg/g (site A), 2638 µg/g (site B), 0.1 µg/g (site C), 310.3 µg/g (site D) et 3.8 µg/g (site E). Un deuxième estimateur pour le calcul des VE, la concentration maximale mesurée sur chacun des sites, est aussi proposée comme valeur alternative conservatrice. Les VE proposées sont: 17 450 µg/g (site A), 4425 µg/g (site B), 0.1 µg/g (site C), 397.1 µg/g (site D) et 3.8 µg/g (site E). Chacune des VE retenues sont jugées selon les trois approches retenues (section 9.1.1). Ainsi, la valeur proposée est jugée plus adéquate (*i.e.* évidence de surestimation) selon l'approche C ($f$=1.00; $c$=0.90), que la valeur calculée ($f$=0.50; $c$=0.95). Par contre, la VE calculée est jugée plus adéquate selon l'approche O ($f$=0.90; $c$=0.95) que la valeur proposée ($f$=0.50; $c$=0.90). L'approche R suggère aussi que la VE calculée est plus adéquate ($f$=0.75; $c$=0.90) que la valeur proposée ($f$=0.50; $c$=0.90).

Les valeurs de jugement global exprimées par le modèle pour les VE calculées ($eVE_A$=0.86) étant supérieures aux valeurs proposées ($eVE_B$=0.50), le modèle retient les valeurs calculées comme VE adéquates. Lorsque des jugements externes sont omis, la valeur du jugement global pour la VE proposée est plus élevée ($eVE_B$=1.00; $eVE_A$=0.50) puisque le modèle retient la valeur la plus conservatrice *i.e.* la concentration maximale mesurée (17450 µg/g; si elle est proposée au modèle) ou la VE calculée comme valeur d'exposition. Si la valeur proposée est identique à la valeur calculée (*e.g.* LC95%= maximum), le modèle retient aussi la valeur proposée ($eVE_A$=1.00; $eVE_B$=0.50).

### 9.1.6 Estimation du risque

Le tableau 9.1 présente les 4 IR calculés pour chacun des sites selon un ordre décroissant de confiance sur la base des méthodes de calcul sélectionnées pour les VR et VE, le risque relatif (R; %) et d'autres estimés utiles ($C_{max}$, $C_{90}$, $IPC_{90}$, $Ce_{10}$, $IPC_{10}$, $MS_{10}$). Chacun des ER retenus (VE#1/VR#1; VE#2/VR#1; VE#1/VR#2; VE#2/VR#2) sont jugées selon les trois approches retenues (tableau 9.2). Ainsi, peu importe l'ER ou l'approche utilisée, le risque d'effets pour les organismes terrestres associé aux sites A, B et D est jugé positif même si l'évidence décroît tandis que le risque associé au site E et au site de référence est jugé négatif. Les jugements concernant l'ampleur du risque sont cependant variables selon l'approche, notamment pour les sites B et D.

Lorsque les jugements externes sont omis, le modèle retient les VR et les VE les plus conservatrices pour effectuer les calculs selon la méthode choisie. Le tableau 9.3 présente les IR calculés, le risque relatif (R; %) et les autres estimés, calculés en l'absence de jugements externes.

**Tableau 9.1. ER d'effets pour les organismes terrestres pour chacun des sites contaminés selon des jugements externes.**

| Identification du site | Estimé de risque | $C_{max}$ (µg/g) | $C_{90}$ (µg/g) | $IPC_{90}$ (%) | $Ce_{10}$ | $IPCe_{10}$ (%) | VE (µg/g) | VR (µg/g) | IR | $MS_{10}$ | Risque (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site A | VE#1/VR#1 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 10642 | 60 | 177,4 | 0,002 | >100 |
| | VE#2/VR#1 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 17450 | 60 | 290,8 | 0,002 | >100 |
| | VE#1/VR#2 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 10642 | 30 | 354,7 | 0,002 | >100 |
| | VE#2/VR#2 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 17450 | 30 | 581,7 | 0,002 | >100 |
| Site B | VE#1/VR#1 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 11,0 | 2638 | 60 | 44,0 | 0,008 | 47,8 |
| | VE#2/VR#1 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 11,0 | 4425 | 60 | 73,8 | 0,008 | 47,8 |
| | VE#1/VR#2 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 15,2 | 2638 | 30 | 87,9 | 0,008 | 47,8 |
| | VE#2/VR#2 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 11,0 | 4425 | 30 | 147,5 | 0,008 | 47,8 |
| Site D | VE#1/VR#1 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 310,3 | 60,0 | 5,2 | 0,082 | 6,8 |
| | VE#2/VR#1 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 397,1 | 60,0 | 6,6 | 0,082 | 6,8 |
| | VE#1/VR#2 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 310,3 | 30,0 | 10,3 | 0,082 | 6,8 |
| | VE#2/VR#2 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 397,1 | 30,0 | 13,2 | 0,082 | 6,8 |
| Site E | VE#1/VR#1 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 60,0 | 0,06 | 9,1 | ND |
| | VE#2/VR#1 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 60,0 | 0,06 | 9,1 | ND |
| | VE#1/VR#2 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 30,0 | 0,13 | 9,1 | ND |
| | VE#2/VR#2 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 30,0 | 0,13 | 9,1 | ND |

$C_{max}$: Concentration d'exposition maximale; $IPC_{90}$: Valeur (centile) du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations mesurées; $Ce_{10}$ : Valeur (concentration) du 10e centile de la distribution d'effets; $IPCe_{10}$ : Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution d'effets; VE: Valeur d'exposition; VR: Valeur de référence; IR: Indice de risque 1%; $MS_{10}$: Marge de sécurité pour un risque de 1%; ND: non déterminé.

### 9.1.7 Évidence du risque

Les valeurs de jugement global très élevées d'une évidence de risque positive (*e*R=1.00) calculées par le modèle pour tous les ER relatifs aux sites A, B et D indiquent la présence d'un risque tandis que les valeurs très faibles (*e*R=0.01-0.03) obtenues pour le site E et les valeurs nulles (*e*R=0) obtenues pour le site C indiquent une absence de risque.

### 9.1.8 Ampleur du risque

Les valeurs de jugement global très élevées calculées par le modèle pour tous les estimés relatifs au site A concernant l'ampleur du risque (*aR*=1.00) indiquent une évidence élevée que cette ampleur soit possiblement élevée tandis que les valeurs de jugement global faibles (*a*R=0.50) obtenues pour les sites D, E et C indiquent une ampleur indéterminée. L'ampleur du risque pour le site B est aussi jugée globalement élevée, cependant son évidence est partagée (*a*R=0.75).

**Tableau 9.2. Jugements sur l'évidence et l'ampleur du risque d'effets pour les organismes terrestres pour chacun des sites contaminés** (seuil=0.50).

| Identification du site | Estimé de risque | Évaluateur | *ceR* Positive | *ceR* Négative | *caR* Faible | *caR* Élevée |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Site A | VE#1/VR#1 177 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | VE#2/VR#1 291 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | VE#1/VR#2 355 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | VE#2/VR#2 582 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| Site B | VE#1/VR#1 44 | PYR1 (conservate | 0,90 | 0,00 | 0,75 | 0,50 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,25 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,25 | 0,10 |
| | VE#2/VR#1 74 | PYR1 (conservate | 0,90 | 0,00 | 0,75 | 0,50 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,25 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,25 | 0,10 |
| | VE#1/VR#2 88 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,10 |
| | VE#2/VR#2 148 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,10 |
| Site D | VE#1/VR#1 5 | PYR1 (conservate | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,80 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| | VE#2/VR#1 7 | PYR1 (conservate | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,80 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| | VE#1/VR#2 10 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| | VE#2/VR#2 13 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| Site E | VE#1/VR#1 0,06 | PYR1 (conservate | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,80 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| | VE#2/VR#1 0,06 | PYR1 (conservate | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,80 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| | VE#1/VR#2 0,13 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |
| | VE#2/VR#2 0,13 | PYR1 (conservate | 1,00 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,60 | 0,10 | 0,50 | 0,50 |

VE: Valeur d'exposition; VR: Valeur de référence; *ce*R: confiance (0<c<1) de l'évaluateur dans une évidence de risque positive (f=1) ou négative (f=0); *ca*R: confiance (0<c<1) de l'évaluateur dans une ampleur du risque faible (f=0) ou élevée (f=1).

**Tableau 9.3. ER d'effets pour les organismes terrestres pour chacun des sites selon ADERE.**

| Identification du site | Estimé de risque | $C_{max}$ (µg/g) | $C_{90}$ (µg/g) | $IPC_{90}$ (%) | $Ce_{10}$ | $IPCe_{10}$ (%) | VE (µg/g) | VR (µg/g) | IR | $MS_{10}$ | Risque (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site A | VE#1/VR#1 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 17450 | 30 | 581,7 | 0,002 | >100 |
| | VE#2/VR#1 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 10642 | 30 | 354,7 | 0,002 | >100 |
| | VE#1/VR#2 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 17450 | 60 | 290,8 | 0,002 | >100 |
| | VE#2/VR#2 | 17450 | 16753 | >100 | 30,0 | 15,2 | 10642 | 60 | 177,4 | 0,002 | >100 |
| Site B | VE#1/VR#1 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 11,0 | 4425 | 30 | 147,5 | 0,008 | 47,8 |
| | VE#2/VR#1 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 11,0 | 2638 | 30 | 87,9 | 0,008 | 47,8 |
| | VE#1/VR#2 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 15,2 | 4425 | 60 | 73,8 | 0,008 | 47,8 |
| | VE#2/VR#2 | 4425 | 3750 | >100 | 30,0 | 11,0 | 2638 | 60 | 44,0 | 0,008 | 47,8 |
| Site D | VE#1/VR#1 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 397,1 | 30,0 | 13,2 | 0,082 | 6,8 |
| | VE#2/VR#1 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 310,3 | 30,0 | 10,3 | 0,082 | 6,8 |
| | VE#1/VR#2 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 397,1 | 60,0 | 6,6 | 0,082 | 6,8 |
| | VE#2/VR#2 | 397,3 | 367,3 | 68,1 | 30,0 | 3,0 | 310,3 | 60,0 | 5,2 | 0,082 | 6,8 |
| Site E | VE#1/VR#1 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 30,0 | 0,13 | 9,1 | ND |
| | VE#2/VR#1 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 30,0 | 0,13 | 9,1 | ND |
| | VE#1/VR#2 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 60,0 | 0,06 | 9,1 | ND |
| | VE#2/VR#2 | 3,8 | 3,3 | 23,9 | 30,0 | >100 | 3,8 | 60,0 | 0,06 | 9,1 | ND |

$C_{max}$: Concentration d'exposition maximale; $IPC_{90}$: Valeur (centile) du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations mesurées; $Ce_{10}$ : Valeur (concentration) du 10e centile de la distribution d'effets; $IPCe_{10}$ : Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution d'effets; VE: Valeur d'exposition; VR: Valeur de référence; IR: Indice de risque 1%; $MS_{10}$: Marge de sécurité pour un risque de 1%; ND: non déterminé.

### 9.1.9 Niveau de confiance pour les ER

Le niveau de confiance dans chacun des ER a été évalué selon les profils retenus (*i.e.* C, R, O). Ainsi, le niveau de confiance qui peut varier selon l'ER et l'approche retenue, est considéré acceptable pour chacun des ER considérés.

### 9.1.10 Conclusions

Les conclusions présentées par le modèle, en présence ou en absence de jugements externes (tableau 9.4), indiquent une évidence de la présence d'un risque d'effets pour les organismes terrestres pour trois des sites contaminés évalués (sites A, B et D). Les sites C et E ne présentent pas d'évidence de risque. Même dans un contexte d'ÉRÉ préliminaire ou l'ampleur du risque n'est généralement pas quantifiée, les résultats de l'évaluation suggèrent, sur la base des données disponibles, que l'ampleur du risque d'effets peut être élevée pour les sites A et B.

**Tableau 9.4. Conclusions relatives à un risque d'effets pour les organismes terrestres pour chacun des sites en présence ou en absence de jugements externes.**

| Identification | Évidence de risque | Ampleur |
|---|---|---|
| Site A | Oui | Élevée |
| Site B | Oui | Élevée |
| Site C | Non | Indéterminée |
| Site D | Oui | Faible |
| Site E | Non | Indéterminée |

## *9.2 ÉVALUATION DU RISQUE D'EFFETS DIRECTS POUR LES ORGANISMES AQUATIQUES*

### 9.2.1 Paramètres

Les sites identifiées sont: 1) site A (fortement contaminées par le TNT); 2) site B (adjacent au site A); 3) site C (site de référence non contaminé par le TNT; 4) site D (situé à proximité d'une zone fortement contaminée par le TNT); 5) site E (situé à proximité d'une zone fortement contaminée par le TNT; annexe X).

Le paramètre d'évaluation retenue est: effets directs pour les organismes aquatiques.

L'évaluation considère différents jugements portés par une même évaluateur selon trois approches: conservatrice (C), réaliste (R) et optimiste (O).

### 9.2.2 Données de toxicité

Les données de toxicité utilisées comme paramètre d'entrée sont présentées à l'annexe XV. Les données relatives aux organismes aquatiques (micro-organismes, microphytes, macrophytes, invertébrés, poisson) ont été jugées adéquates ($c$>1.00) et leur qualité acceptable ($c$=0.75). En l'absence de jugement externe, le modèle accepte les données entrées seulement si elles sont exprimées en µg/mL ou en mg/L. Aussi, les données exprimées en µM ont été transformées en mg/L avant leur insertion.

### 9.2.3 Données d'exposition

Les données d'exposition utilisées comme paramètre d'entrées sont résumées au tableau 8.11. Les données ont toutes été jugées adéquates ($c$>0.75) et leur qualité acceptable ($c$>0.75). En l'absence de jugement externe, le modèle accepte les données entrées si elles sont exprimées en µg/mL ou mg/L. Par conséquent, toutes les données de concentration dans l'eau souterraine sont retenues (site A, $n$=2; site B, $n$=1; site C, $n$=2; site D, $n$=2; site E, $n$=1).

### 9.2.4 Valeur de référence

L'estimateur retenu pour le calcul des VR est, lorsque le nombre de données le justifie ($n$>10), le dixième centile de la distribution des CMEO, ou la valeur minimale compilée (*Méthode*). Ainsi, puisque les VR ne peuvent être calculées pour chacun des niveaux selon la première méthode, le modèle retourne la mention "ND" (non déterminée). Cependant, la VR considérant l'ensemble des CMEO pour les organismes aquatiques peut être calculée (1.006 mg/L). Si la méthode utilisant la CMEO minimale est sélectionnée, les VR calculées sont: 0.034 mg/L (micro-organisme), 1.6 mg/L (microphytes), 1.00 mg/L (macrophytes) 1.030 mg/L (invertébrés) et 1.35 mg/L (poissons). Considérant le faible nombre de données pour chacun des niveaux trophiques ($n$<10), la méthode de calcul de la VR la plus conservatrice, la CMEO minimale, est sélectionnée comme paramètre d'entrées et la valeur minimale calculée avec l'ensemble des CMEO pour les organismes aquatiques (*i.e.* 0.034 mg/L) est retenue pour la modélisation.

La valeur de 0.13 mg/L proposée comme critère chronique de la qualité de l'eau par Talmage de ORNL (Hovatter *et al.* 1997) est aussi considérée. Chacune des VR retenues (0.034 et 0.13 mg/L) est jugée selon les trois approches retenues. Ainsi, la VR calculée est jugée plus adéquate (*i.e.* évidence de surestimation) selon l'approche C ($f$=1.00; $c$=0.95) que la valeur préliminaire publiée ($f$=0.50; $c$=0.95). Par contre, la valeur publiée

est jugée plus adéquate selon l'approche O ($f$=0.75; $c$=0.95) que la VR calculée ($f$=0.50; $c$=0.95). L'approche R suggère aussi que la VR calculée est plus adéquate ($f$=0.75; $c$=0.90) que la valeur préliminaire publiée ($f$=0.50; $c$=0.90).

La valeur de jugement global calculée par le modèle pour la VR calculée ($eVR_A$=0.97) étant supérieure à la valeur publiée ($eVR_B$=0.74), le modèle retient 0.034 mg/L comme VR adéquate. Lorsque des jugements externes sont omis, la valeur du jugement calculée pour la VR calculée est aussi plus élevée ($eVR_A$=1.00; $eVR_B$=0.50) puisque le modèle retient la valeur la plus conservatrice *i.e.* la concentration minimale (0.034 mg/L) comme VR.

### 9.2.5 Valeur d'exposition

L'estimateur retenu pour le calcul des VE est la concentration maximum mesurée (*Méthode*). Les VE calculées par le modèle sont: 75.5 mg/L (site A), 0.01 mg/L (site B), 0.0001 mg/L (site C), 0.73 mg/L (site D) et 0.61 mg/L (site E). Un deuxième estimateur pour le calcul des VE; la concentration mesurée lors du plus récent échantillonnage, est aussi proposée comme valeur alternative conservatrice. Les VE proposées sont: 53.3 mg/L (site A), 0.01 mg/L (site B), 0.0001 mg/L (site C), 0.73 mg/L (site D) et 0.61 mg/L (site E). Chacune des VE retenues est jugée selon les trois approches retenues. Ainsi, pour le site A, la valeur proposée est jugée plus adéquate (*i.e.* évidence de surestimation) selon l'approche C ($f$=1.00; $c$=0.90), que la valeur calculée ($f$=0.50; $c$=0.95). Par contre, la VE calculée est jugée plus adéquate selon l'approche O ($f$=0.90; $c$=0.95) que la valeur proposée ($f$=0.50; $c$=0.90). L'approche R suggère aussi que la VE calculée est plus adéquate ($f$=0.75; $c$=0.90) que la valeur proposée ($f$=0.50; $c$=0.90). Les valeurs calculées et proposées pour les sites B, C, D et E sont identiques et sont jugées adéquates peu importe l'approche utilisée ($f$=0.50; $c$=0.90).

La valeur de jugement global exprimée par le modèle pour la VE calculée pour le site A ($eVE_A$=0.86) étant plus élevée que la valeur proposée ($eVE_B$=0.50), le modèle retient la

valeur calculée comme VE adéquate. Lorsque des jugements externes sont omis, la valeur du jugement global pour la VE calculée pour le site A est plus élevée ($eVE_A$=0.50; $eVE_B$=0.00) puisque le modèle favorise la valeur la plus conservatrice *i.e.* la concentration maximale mesurée (75.5 mg/L). Les VE calculées pour les sites B, C, D et E étant similaires, les valeurs de jugement global calculées par le modèle sont identiques ($eVE_A$=0.50; $eVE_B$=0.50) et le modèle retient les valeurs les plus conservatrices *i.e.* les concentrations les plus élevées.

### 9.2.6 Estimation du risque

Le tableau 9.5 présente les 4 IR calculés pour chacun des sites selon un ordre décroissant de confiance sur la base des méthodes de calcul sélectionnées pour les VR et VE, le risque relatif (R; %) et d'autres estimés utiles ($C_{max}$, $C_{90}$, $IPC_{90}$, $Ce_{10}$, $IPC_{10}$, $MS_{10}$). Chacun des ER retenus (VE#1/VR#1; VE#2/VR#1; VE#1/VR#2; VE#2/VR#2) sont jugés selon les trois approches retenues (tableau 9.6). Ainsi, peu importe l'ER ou l'approche utilisée, le risque d'effets pour les organismes aquatiques associé aux sites A, B, D et E est jugé positif même si l'évidence varie tandis que le risque associé au site de référence est jugé négatif. Les jugements concernant l'ampleur du risque pour les sites B, D et E varient considérablement selon l'approche utilisée. Cependant, l'ampleur du risque associée au site A est jugée élevée peu importe l'approche ou l'ER utilisé.

Lorsque les jugements externes sont omis, le modèle retient les VR et VE les plus conservatrices pour effectuer les calculs selon la méthode choisie. Les IR calculés, le risque relatif (R; %) et les autres estimés calculés en l'absence de jugements externes sont similaires à ceux présentés au tableau 9.5.

**Tableau 9.5. ER pour chacun des sites contaminés selon des jugements externes et ADERE.**

| Identification du site | Estimé de risque | $C_{max}$ (mg/L) | $C_{90}$ (mg/L) | $IPC_{90}$ (%) | $Ce_{10}$ | $IPCe_{10}$ (%) | VE (mg/L) | VR (mg/L) | IR | $MS_{10}$ | Risque (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site A | VE#1/VR#1 | 75,5 | 73,7 | >100 | 1,0 | ND | 76 | 0 | 2221 | 0,014 | 28,6 |
| | VE#2/VR#1 | 75,5 | 73,7 | >100 | 1,0 | ND | 57 | 0 | 1685 | 0,014 | 28,6 |
| | VE#1/VR#2 | 75,5 | 73,7 | >100 | 1,0 | ND | 76 | 0 | 581 | 0,014 | 28,6 |
| | VE#2/VR#2 | 75,5 | 73,7 | >100 | 1,0 | ND | 57 | 0 | 441 | 0,014 | 28,6 |
| Site B | VE#1/VR#1 | 0,10 | 0,10 | 27,0 | 1,0 | ND | 0 | 0 | 2,9 | 10 | 2,7 |
| | VE#2/VR#1 | 0,10 | 0,10 | 27,0 | 1,0 | ND | 0 | 0 | 2,9 | 10 | 2,7 |
| | VE#1/VR#2 | 0,10 | 0,10 | 27,0 | 1,0 | ND | 0 | 0 | 0,8 | 10 | 2,7 |
| | VE#2/VR#2 | 0,10 | 0,10 | 27,0 | 1,0 | ND | 0 | 0 | 0,8 | 10 | 2,7 |
| Site D | VE#1/VR#1 | 0,73 | 0,73 | 29,2 | 1,0 | ND | 0,73 | 0,034 | 21,4 | 1,4 | 2,9 |
| | VE#2/VR#1 | 0,73 | 0,73 | 29,2 | 1,0 | ND | 0,70 | 0,034 | 20,6 | 1,4 | 2,9 |
| | VE#1/VR#2 | 0,73 | 0,73 | 29,2 | 1,0 | ND | 0,73 | 0,130 | 5,6 | 1,4 | 2,9 |
| | VE#2/VR#2 | 0,73 | 0,73 | 29,2 | 1,0 | ND | 0,70 | 0,130 | 5,4 | 1,4 | 2,9 |
| Site E | VE#1/VR#1 | 0,61 | 0,61 | 28,8 | 1,0 | ND | 0,61 | 0,034 | 17,94 | 1,6 | 2,9 |
| | VE#2/VR#1 | 0,61 | 0,61 | 28,8 | 1,0 | ND | 0,61 | 0,034 | 17,94 | 1,6 | 2,9 |
| | VE#1/VR#2 | 0,61 | 0,61 | 28,8 | 1,0 | ND | 0,61 | 0,130 | 4,69 | 1,6 | 2,9 |
| | VE#2/VR#2 | 0,61 | 0,61 | 28,8 | 1,0 | ND | 0,61 | 0,130 | 4,69 | 1,6 | 2,9 |

$C_{max}$: Concentration d'exposition maximale; $IPC_{90}$: Valeur (centile) du rang de sensibilité qui intercepte la valeur du 90e centile des concentrations mesurées; $Ce_{10}$ : Valeur (concentration) du 10e centile de la distribution d'effets; $IPCe_{10}$ : Valeur (centile) du rang de concentration qui intercepte la valeur du 10e centile de la distribution d'effets; VE: Valeur d'exposition; VR: Valeur de référence; IR: Indice de risque 1%; $MS_{10}$: Marge de sécurité pour un risque de 1%; ND: non déterminé.

### 9.2.7 Évidence du risque

Les valeurs de jugement global très élevées d'une évidence de risque positive (*e*R=0.96-1.00) calculées par le modèle pour tous les ER relatifs aux sites A, B , D et E indiquent la présence d'un risque tandis que la valeur nulle (*e*R=0) obtenue pour le site C indique une absence de risque.

### 9.2.8 Ampleur du risque

Les valeurs de jugement global très élevées concernant l'ampleur du risque calculées par le modèle pour tous les ER relatifs au site A (*aR*=1.00) indiquent une évidence élevée que cette ampleur soit possiblement élevée tandis que la valeur de jugement global faible obtenue pour le site C (*a*R=0.50) indique une ampleur indéterminée. L'ampleur du risque pour le site D est aussi jugée globalement élevée, cependant son évidence est partagée (*a*R=0.50-0.75). Les jugements relatifs à l'ampleur du risque reliés aux sites B et E semblent, quant à eux liés, à l'ER utilisé (*a*R=0.00-0.90).

**Tableau 9.6 Jugements sur l'évidence et l'ampleur du risque d'effets pour les organismes aquatiques pour chacun des sites contaminés** (seuil=0.50).

| Identification du site | Estimé de risque | Évaluateur | *ce*R | | *ca*R | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Positive | Négative | Faible | Élevée |
| Site A | VE#1/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | VE#2/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | VE#1/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | VE#2/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| Site B | VE#1/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,25 | 0,50 |
| | VE#2/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,75 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,50 | 0,50 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 0,25 | 0,50 |
| | VE#1/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 0,90 | 0,25 | 0,50 | 0,50 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 0,40 | 0,50 | 0,75 | 0,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,25 | 0,75 | 0,90 | 0,00 |
| | VE#2/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 0,90 | 0,25 | 0,50 | 0,50 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 0,40 | 0,50 | 0,75 | 0,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,25 | 0,75 | 0,90 | 0,00 |
| Site D | VE#1/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,75 | 0,00 | 0,75 | 0,50 |
| | VE#2/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,75 | 0,00 | 0,75 | 0,50 |
| | VE#1/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,75 | 0,00 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,90 | 0,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | VE#2/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,75 | 0,00 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,90 | 0,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| Site E | VE#1/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,75 | 0,00 | 0,75 | 0,50 |
| | VE#2/VR#1 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | 0,034 | PYR2 (réaliste) | 0,90 | 0,00 | 0,50 | 0,90 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,75 | 0,00 | 0,75 | 0,50 |
| | VE#1/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,75 | 0,00 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,90 | 0,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| | VE#2/VR#2 | PYR1 (conservateur) | 1,00 | 0,00 | 0,75 | 0,00 |
| | 0,130 | PYR2 (réaliste) | 0,75 | 0,00 | 0,90 | 0,00 |
| | | PYR3 (optimiste) | 0,50 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |

VE: Valeur d'exposition; VR: Valeur de référence; *ce*R: confiance (0<c<1) de l'évaluateur dans une évidence de risque positive (f=1) ou négative (f=0); *ca*R: confiance (0<c<1) de l'évaluateur dans une ampleur du risque faible (f=0) ou élevée (f=1).

### 9.2.9 Niveau de confiance pour les ER

Le niveau de confiance dans chacun des estimés de risque a été évalué selon les profils retenus (*i.e.* C, R, O). Ainsi, le niveau de confiance qui peut varier selon l'ER et l'approche retenue, est considéré acceptable pour chacun des ER retenus.

### 9.2.10 Conclusions

Considérant les jugements donnés, les conclusions présentées par le modèle *ADERE* (tableau 9.7) indiquent une évidence de la présence d'un risque d'effets pour les organismes aquatiques pour tous les sites contaminés évalués (sites A, B, D et E). Même dans un contexte d'ÉRÉ préliminaire ou l'ampleur du risque n'est généralement pas quantifiée, les résultats de l'évaluation suggèrent, sur la base des données disponibles, que l'ampleur du risque d'effets peut être possiblement élevée pour le site A. Lorsque les jugements externes ne sont pas utilisés, les conclusions d'*ADERE* sont similaires sauf que l'ampleur du risque associée au site B est aussi jugée élevée.

**Tableau 9.7 Conclusions relatives à un risque d'effets pour les organismes aquatiques pour chacun des sites en présence de jugements externes.**

| Identification | Évidence de risque | Ampleur |
|---|---|---|
| Site A | Oui | Élevée |
| Site B | Oui | Faible-élevée |
| Site C | Non | Indéterminée |
| Site D | Oui | Faible-élevée |
| Site E | Oui | Faible-élevée |

**Tableau 9.8 Conclusions relatives à un risque d'effet pour les organismes aquatiques pour chacun des sites selon ADERE en absence de jugements externes.**

| Identification | Évidence de risque | Ampleur |
|---|---|---|
| Site A | Oui | Élevée |
| Site B | Oui | Élevée |
| Site C | Non | Indéterminée |
| Site D | Oui | Faible-élevée |
| Site E | Oui | Faible-élevée |

## 9.3 ÉVALUATION DES RÉSULTATS

L'analyse des résultats obtenus avec le modèle démontre que les conclusions d'*ADERE* et les différentes valeurs estimées sont conformes à celles obtenues pour l'ÉRÉ préliminaire correspondante (chapître 8). La plupart des différences marginales observées, notamment au niveau des estimés, peuvent s'expliquer par la précision de certains calculs, les règles d'inférence utilisées, les choix méthodologiques de programmation, et par les paramètres et valeurs retenus pour les simulations. Également, tenant compte des données toxicologiques utilisées (CMEO), les conclusions d'*ADERE* présentées dans ce chapitre ne s'appliquent qu'au risque d'effets sous-létal. Elles ont par conséquent été comparées au paramètre d'effets chroniques correspondant.

L'utilisation de jugements externes pour cette étude de cas n'entraîne pas de différences significatives majeures avec les jugements donnés par le modèle, lorsqu'ils sont omis. *ADERE*, qui utilise une approche conservatrice, juge cependant, en absence de jugements externes, que le site E présente une évidence d'ampleur de risque "élevée". L'utilisation de jugements externes selon des approches différentes amène un jugement différent (ampleur "faible-élevée") pour ce site. Cette différence est attribuable à la contribution de l'approche conservatrice utilisée pour des VE près des VR (IR près de 1) et aux règles d'inférence du modèle. Entre autres, pour qu'une ampleur soit jugée élevée, deux conditions doivent être respectées (*e.g.* $IPC_{90}>10$; $C_{90}/Ce_{10}\geq5.0$). Ceci démontre l'importance du jugement pour conclure l'ÉRÉ, même si les critères utilisés sont clairement définis.

Enfin, les conclusions d'ADERE relativement à l'ampleur, lesquelles n'apparaissent pas dans la conclusion de l'ÉRÉ préliminaire (chapitre 8), seront utiles pour justifier et prioriser les travaux futurs (ÉRÉ détaillée, traitement, excavation). Ces conclusions sont en accord avec les résultats de l'ÉRÉ présentés.

# 10. CONCLUSION

De façon générale, ce projet a permis de développer et d'appliquer un modèle de gestion de la qualité des connaissances qui intègre l'évaluation et la gestion des incertitudes à l'ÉRÉ. Ce modèle, qui incorpore certaines théories de la gestion des incertitudes, constitue un outil d'évaluation préliminaire qui permet à l'évaluateur de générer des conclusions pragmatiques lors de l'évaluation des sols contaminés. Les conclusions relatives à chacun des objectifs de recherche spécifiques sont présentées.

1. Une revue critique des méthodes d'évaluation, des outils écotoxicologiques, et des méthodes d'évaluation et de gestion des incertitudes a permis de faire le point sur l'état des connaissances dans les différents domaines et d'obtenir une vision globale de la problématique étudiée. Les méthodes d'évaluation sont actuellement en développement et plusieurs aspects doivent encore être validés. De plus, certains outils sont manquants ou peu élaborés. La gestion des incertitudes en ÉRÉ est peu utilisée et ne considère généralement que les sources stochastiques des incertitudes.

2. Un modèle conceptuel de gestion de la qualité des connaissances qui intègre l'évaluation et la gestion des incertitudes à l'ÉRÉ a été développé. Ce modèle décrit la procédure d'ÉRÉ préliminaire selon une version simplifiée et il considère les incertitudes stochastiques (erreurs non-systématiques), l'ignorance (connaissances imparfaites) et les erreurs systématiques. La stochasticité est traitée à l'aide de méthodes statistiques validées et reconnues en ÉRÉ. Les incertitudes associées à l'ignorance et aux erreurs systématiques sont évaluées sur la base de l'évidence du jugement d'un ou plusieurs experts. Ces incertitudes peuvent être réduites, entre autres, à l'aide d'études scientifiques appropriées (ignorance) et par un plan d'assurance et de contrôle de la qualité (erreurs), mais ne peuvent pratiquement pas être éliminées. La version informatisée du modèle d'aide à la décision pour l'ÉRÉ (*ADERE*) permet de considérer le jugement de plusieurs évaluateurs. En absence de jugements externes,

*ADERE* gère les informations et les juge selon des règles d'inférence préétablies. Une analyse de la sensibilité du modèle *ADERE* montre que le jugement relatif aux valeurs de référence (VR) et d'exposition (VE) ainsi que le jugement global sur l'évidence et l'ampleur du risque constituent des paramètres qui influencent le résultat de l'ÉRÉ.

3. Le risque écotoxicologique préliminaire de sols contaminés par une substance énergétique, en l'occurrence le TNT, et les incertitudes relatives à cette ÉRÉ ont été évaluées. L'application de la procédure d'ÉRÉ pour les sols contaminés est très récente, particulièrement au Québec. Les méthodes sont en cours de développement et de validation. Cette étape du projet constitue un modèle pour les ÉRÉ effectuées ultérieurement puisqu'elle est l'une des premières à être réalisées et présentées. L'évaluation des incertitudes lors d'une étude de risque est aussi une application innovatrice puisque, même si elle est suggérée par les procédures de référence, elle est peu considérée. Cette étude contribuera également à l'avancement des connaissances, lesquelles permettront l'établissement de critères génériques pour ce composé énergétique. Trois des cinq zones considérées (quatre zones contaminés et une zone de référence) présentent un risque d'effets directs pour les organismes terrestres tandis que les eaux souterraines des quatre zones contaminées présentent un risque d'effets directs pour les organismes aquatiques. Cependant, après dilution au fleuve, le risque serait non détectable.

4. Le modèle de gestion de la qualité des connaissances (*ADERE*) développé au cours du projet a été appliqué à l'ÉRÉ de sols contaminés par le TNT. Lorsque possible, les paramètres d'entrées retenus étaient les mêmes que ceux utilisés lors de l'ÉRÉ réalisée sans le modèle. Selon le modèle *ADERE*, trois zones contaminés sur les quatre évaluées présentent un risque d'effets directs pour les organismes terrestres tandis que les eaux souterraines des zones contaminées présentent un risque d'effets directs pour les organismes aquatiques.

5. Les résultats de l'évaluation obtenus avec le modèle *ADERE* ont été comparés avec ceux de l'approche sans évaluation ou gestion structurée des incertitudes. Les conclusions du modèle sont identiques à celles de l'ÉRÉ. Certaines différences marginales peuvent être observées au niveau de certains estimés. Ces dissimilitudes peuvent être expliquées par la précision de certains calculs, les règles d'inférence utilisées, les choix méthodologiques, et par les paramètres et valeurs retenues pour les simulations.

L'hypothèse selon laquelle les incertitudes associées au processus d'évaluation écotoxicologique doivent être évaluées et gérées, a été vérifiée. La gestion des connaissances lors de l'étude de sols contaminés permet d'assurer des conclusions pragmatiques. Lorsqu'elles ne sont pas considérées et qu'elles sont gérées de façon non structurée, les incertitudes présentes à différents niveaux de l'ÉRÉ peuvent mener à des conclusions erronées, c'est-à-dire qu'elles peuvent amener à identifier un risque alors qu'il n'y en a pas (conséquences économiques) ou une absence de risque lorsqu'il y en a un (conséquences environnementales et possiblement pour la santé humaine).

Le jugement est déterminant en ÉRÉ préliminaire. Le choix des VR et des VE est crucial puisque des valeurs surestimées ou sous-estimées pourraient entraîner des conclusions inexactes. Une évaluation et une gestion appropriées des incertitudes permettent de mieux choisir ces valeurs, d'apprécier leur justesse et d'obtenir des conclusions utiles pour la gestion d'une problématique relative à un site contaminé. Par contre, un résultat d'ÉRÉ ambigu peut rendre la gestion difficile et engendrer des coûts environnementaux regrettables, et/ou des coûts économiques superflus. Le modèle *ADERE* permet cette gestion adéquate de l'incertitude associée au jugement et rend possible l'obtention d'un résultat d'ÉRÉ préliminaire pratique.

Le modèle proposé présente certaines limites. Tout d'abord, il ne s'applique qu'à une ÉRÉ préliminaire. Deuxièmement, l'évaluation et la propagation des incertitudes, de même que la procédure d'ÉRÉ ont été simplifiées afin d'obtenir un modèle simple et utile.

Par conséquent, certaines étapes spécifiques de l'ÉRÉ ne sont pas intégrées au modèle. Aussi, sur la base des informations et pratiques actuelles, le modèle considère un nombre restreint de méthodes d'estimation des valeurs. Ces choix pourront s'avérer limitant pour un évaluateur. Cependant, d'autres valeurs peuvent être calculées manuellement et introduites dans le modèle. Les principes présentés et utilisés pourraient cependant être employés pour développer un modèle plus complexe qui pourrait considérer en détail les éléments de la procédure d'ÉRÉ et permettre l'application d'une ÉRÉ quantitative.

Troisièmement, puisque le modèle repose sur une procédure d'ÉRÉ préliminaire, *ADERE* ne considère qu'un contaminant à la fois, alors que la majorité des problématiques sont associées à des contaminations mixtes.

Quatrièmement, la gestion des informations est initiée au niveau des paramètres d'évaluation. Un paramètre d'évaluation et un agent stresseur doivent préalablement être définis pour utiliser le modèle. Ces informations sont essentielles puisqu'elles permettent de faire le lien avec le site étudié et les besoins de gestion qui commandent l'ÉRÉ. Cependant, leur pertinence n'est pas jugée par *ADERE*. Il revient donc à l'évaluateur de vérifier la pertinence du paramètre d'évaluation et de l'agent stresseur retenus pour l'ÉRÉ.

Cinquièmement, *ADERE* ne fait pas de différence entre un jugement expert ou non-expert. Même si une approche conservatrice permet d'utiliser le modèle sans y incorporer le jugement des évaluateurs, il est suggéré d'ajouter une composante qui tiendrait compte des connaissances expertes associées aux jugements.

Sixièmement, même si la qualité et la pertinences des données toxicologiques et des concentrations d'exposition estimées peuvent être jugées de façon globale, le détail des informations relatives aux outils utilisés (*e.g.* méthode, organisme, paramètre mesuré, modèle) ne sont pas jugés de façon spécifique. Aussi, certains éléments liés à la méthode

d'estimation du risque (PSAI, PACQ), souvent négligés en ÉRÉ, ne sont pas considérés par le modèle.

Il faut aussi noter que le modèle est lié à des procédures et des connaissances qui peuvent changer selon les informations disponibles. L'application du modèle tout comme l'ÉRÉ est basée sur la procédure utilisée et les connaissances disponibles au moment de son utilisation. Son application à différentes périodes pourrait entraîner des résultats différents.

Finalement, afin d'optimiser la gestion des incertitudes associées à l'ÉRÉ, il est recommandé de poursuivre les travaux et d'étendre la portée du modèle proposé à l'ÉRÉ détaillée (modélisation, études empiriques, études expérimentales) puis à la gestion du risque (contrôle, communication, priorité). Il serait aussi souhaitable de valider *ADERE* (et/ou ses versions plus complexes) avec des problématiques, des contaminants et des experts différents, et d'évaluer la sensibilité/précision de cette approche.

# RÉFÉRENCES

ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION (1982). Qualité des sols - Essai d'inhibition de germination de semences par une substance. Paris, france, X 31-201.

ALBAIGES, J. et WEBSTER, B.W. (1995). Proc. 3rd Soil and Sediment Contaminant Analysis Workshop. Int. J. Environ. Anal. Chem., 59: 2-4.

ALLEN, B., SOUCY, M., PAUWELS, S., ROY, Y. et MARCHAND, N. (1994). *Rapport d'activité exploratoire - Évaluation écotoxicologique de danger. Restauration du site de l'ancienne rafinnerie Texaco de Montréal.* ADS Groupe-Conseil Inc.; Exxon Biomedical Sciences Inc.; Analex Inc.; Pétrolière Impériale, Montréal, Québec.

ALLEN, B., SOUCY, M., PAUWELS, S., ROY, Y. et MARCHAND, N. (1995a). *Validation d'une méthode d'évaluation écotoxicologique de danger de sols contenant des produits pétroliers - Rapport no.1.* ADS Groupe-Conseil Inc.; Exxon Biomedical Sciences Inc.; Analex Inc.; Pétrolière Impériale, Montréal, Québec.

ALLEN, B., SOUCY, M., ROBIDOUX, Y.P., PAUWELS, S., ROY, Y. et MARCHAND, N. (1995b). *Validation d'une méthode d'évaluation écotoxicologique de danger de sols contenant des produits pétroliers - Rapport no. 2.* ADS Groupe-Conseil Inc.; Exxon Biomedical Sciences Inc.; Analex Inc.; Pétrolière Impériale, Montréal, Québec.

ALLEN, B., SOUCY, M., ROBIDOUX, Y.P., PAUWELS, S., BUREAU, J., ROY, Y. et MARCHAND, N. (1996). *Validation d'une méthode d'évaluation écotoxicologique de danger de sols contenant des produits pétroliers - Rapport no. 3.* ADS Groupe-Conseil Inc.; Exxon Biomedical Sciences Inc.; Analex Inc.; Pétrolière Impériale, Montréal, Québec.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* Washington, D.C., American Public health Association.

ANAND, S.S., BELL, D.A. ET HUGHES, J.G. (1996). EDM: a general framework for data mining based on evidence theory. *Data & Knowledge Engineering,* 18: 189-223.

ANGUS ENVIRONMENTAL LIMITED (1991). *Revue et recommendations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés.*

Environnement Canada et Angus Environmental Limited, Ottawa Ontaro, Étude n° 197.

ASHER, S.C., LLOYD, K.M., MACKAY, D., PATERSON, S. et ROBERTS, J.R. (1985). *A critical examination of environmental modeling - modelling the fate of chlorobenzenes using the persistence and fugacity models*. National Research Council Canada, Ottawa, No. NRCC 23990.

ATANASSOV, K. (1986). Intuitionistic fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems*, 20: 87-96.

ATSDR, A.f.T.S.a.D.R. (1993). *Toxicological Profile for 2,4,6-trinitrotoluene (Draft)*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

AUDET, D., BOUCHER, C., CAUMARTIN, A. et SKEENE, C. (1986). *Probabilité et Statistique*. Chicoutimi, Québec, Gaëtan Morin éditeur.

BARBOUR, M.G., BURK, J.H. ET PITTS, W.D. (1987). *Terrestrial plant ecology*. Menlo Park, CA, USA, The Benjamin/ Cumming Publishing Compagny, Inc.

BARKMAN, A., ARFVINGE, P. et SVERDRUP, H. (1995). Regionalization of critical loads under uncertainty. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: 2515-2520.

BARNTHOUSE, L.W. (1993). Population-level effects. *Ecological risk assessment*. G.W.I. Suter. Chesea, Michigan, USA, Lewis Publishers, 247-274.

BARNTHOUSE, L.W. et SUTER, G.W.I. (1986). *User's manual for ecological risk assessment*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA, ORNL-6251.

BARTELL, S.M., GARDNER, R.H. et O'NEILL (1988). *An integrated fates ans effects model for estimation of risk in aquatic system*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, ASTM STP 971.

BARNTHOUSE, L.W., SUTER, G.W.II. et ROSEN, A.E. (1990). Risk of Toxic Contaminants to Exploited Fish Populations: Influence of Life History, data Uncertainty, and Exploitation Intensity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9: 297-311.

BARTELL, S.M., GARDNER, R.H. et O, N., ROBERT V. (1992). *ecological riks estimation*. Chelsea, MI, Lewis Publishers.

BARTELL, S.M., GARDNER, R.H. et O'NEILL, R.V. (1984). The fate of aromatics model (FOAM): description, application, and analysis. *Ecological Modelling*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V., 22: 109-121.

BARTELL, S.M., LEFEBVRE, G. et KAMINSKI, G. (1997). *Adapting the comprehensive aquatic system model (CASM) for assessing ecological risks in Quebec lakes, reservoir and rivers*Colloque anuel, Chapître Saint-Laurent/Laurentien, Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Colloque annuel, Chapître Saint-Laurent (SRA/SETAC)/ Laurentien (SETAC).

BENSON, P.E. CALINE4 - a dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways. Federal Highway Administration, California Department of Transportation, Sacramento, California, USA, FHWA-CA-TL--84-15.

BEST (1979). Méthode de dosage du mercure dans les sédiments, les boues, les sols et les tissus végétaux. Méthodes 1. Gouvernemnt du Québec, Service de protection de l'environnement, Comité de normalisation,

BHATNAGAR, R.K. et KANAL, L.N. (1986). Handling uncertain information: a review of numeric and non-numeric methods. *Uncertainty in Artificial Intelligence*. L.N. Kanal and Lemmer, J.F. Amsterdam, The Netherland, North-Holland, 3-26.

BINGHAM, G., BISHOP, R., BRODY, M., BROMLEY, D., CLARK, E.T., COOPER, W., COSTANZA, R., HALE, T., HAYDEN, G., KELLERT, S., NORGAARD, R., NORTON, B., PAYNE, J., RUSSELL, C. et SUTER II, G.W. (1995). Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological Economics*, 14: 73-90.

BOGEN, K. (1995). Methods to approximate joint uncertainty and variability in risk. *Risk Analysis*, 15(3): 411-419.

BOMBARDIER, M.A., CARRIÈRE, A., ANDERSON, P.D. et RUBY, S. (1994). Étude et analyses critique de modèles pour l'évaluation de l'exposition environnementale et des risques écotoxicologiques. Université Concordia, Centre d'écotoxicologie et de chimie environnementale (CECE), Montréal.

BONAZOUNTA, M. et WAGNER, J.M. (1984). SESOIL - a seasonal soil compartment model. Arthur D. Little Co., Cambridge, MA, USA,

BOTTS, J.A., BRASWELL, J.W., ZYMAN, J., GOODFELLOW, W.L., MOORE, S.B. et BISHOP, D.F. (1989). Toxicity reduction evaluation for municipal wastewater treatment plants. United States environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Risk Reduction Engineering Laboratory,, Cincinnati, OH, USA, EPA/600/2-88/062.

BOUCHON-MEUNIER, B. (1993). *La logique floue*. Paris, Presse Universitaires de France.

BROWN, D.S. et ALLISON, J.D. (1987). MINTEQUAI equilibrum metal speciation model: a user's manual. U.S. Environmental Protection Agency, Athen, GA,

BROWN, S.M. et SILVER, A. (1986). Chemical spill exposure assessment. *Risk Analysis*, 6: 291-298.

BUCK, J.W., WHEALAN, G., DROPPO, J.G., STRENGE, D.L., CASTLETON, K.J., MCDONALD, J.P., SATO, C. et STREILE, G.P. (1995). Multimedia environmental pollutant assessment system (MEPAS) application guidance - guideline for evaluating MEPAS input parameters for version 3.1. Battelle Memeorial Institute, Batelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington, USA.

BUREAU DE NORMALISATION DU QUÉBEC (1987). Eaux - Détermination de la toxicité. Méthode avec la bactérie bioluminescente *Photobacterium phosphoreum*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Industrie et du Commerce, Québec, NQ 3600-205.

BURLINSON, N.E., KAPLAN, L.A., TZINAN, M.E.S., GLOVER, D.J. (1978). Photochemistry of TNT and Related Nitroaromatics. Naval Surface Weapons Laboratory, Silver Spring, MD., Final report, MRDC Contract MIPR No. 6968.

BURNS, L.A. et CLINE, D.M. (1985). Exposure analysis modeling system: reference manual for EXAMS II. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athen, GA, USA, EPA/600/3-85/038.

BURNS, L.A., CLINE, D.M. et LASSITER, R.R. (1982). Exposure analysis modeling system (EXAMS): Users manual and system documentation. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athens, GA, USA, EPA/600/3-82/023.

BURNS, L.A., INGERSOLL, C.G. et PASCOE, G.A. (1994). Ecological risk assessment: Application of new approach and uncertainty analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(12): 1873-1874.

BUSTINCE, H. et BURILLO, P. (1996). Vague sets are intuitionistic fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems*, 79: 403-405.

CAIRNS, J., Jr et CHERRY, D. (1983). A site-specific field and laboratory evaluation of fish and asiatic clam population responses to coal fired power plant discharges. *Water Science and Technology*, 15: 10-37.

CALABRESE, E.J. et KOSTECKI, P.T., Eds. (1993). *Principles and Practices for petroleum contaminated soils*. Chelsea, MI, USA, Lewis Publishers.

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994a). CalTOX user's guide. California Environmental Protection Agency, Department of Toxic Substance Control, Sacramento, Ca,

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994b). *CalTOX: a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites (for microcomputer).* Excel spredsheet. U.S. Department of Commerce. Sacramento, Ca. U.S. Department of Commerce.

CALOW, P. (1993). *Handbook of Écotoxicology.* Oxford, Great Britain, Blackwell Scientific Publications.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1991). *Interim canadian environmental quality criteria for contaminated sites.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg, Manitoba, CCME EPC-CS34.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1992). *National classification system for contaminated sites.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg, Manitoba, CCME EPC-CS39E.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1993a). *Guidance manual on sampling, analysis, and data management for contaminated sites. Volume I: Main report.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Winnipeg, Manitoba, CCME EPC-NCS66E.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1993b). *Guidance manual on sampling, analysis, and data management for contaminated sites. Volume II: Analytical method summaries.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Winnipeg, Manitoba, CCME EPC-NCS66E.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1994a). *A protocole for the derivation of ecological effects-based and human health-based soil quality criteria for contaminated sites.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg, Canada,

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1994b). *Subsurface assessment handbook for contaminated sites.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Winnipeg, Manitoba, CCME EPC-NCSRP-48E.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1996a). *A framework for ecological risk assessment: general guidance.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Winnipeg, Manitoba.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1996b). *Guidance manual for developing site-specific soil quality remediation objectives for contaminated sites in Canada.* The National Contaminated Sites Remediation Program, Winnipeg, Manitoba.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (1996c). *A protocole for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines.* Subcommittee on Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Winnipeg, Manitoba.

CARPENTER, D.R., MCCORMICK, N., CORNELL, J. et KAPLAN, A. (1978). Microbial transformation of $^{14}C$-labeled 2,4,6-trinitrotoluene in activated sludge system. Appl. Environ. Microbiol, 35: 949-954.

CARSEL, R.F., SMITH, C.N., MULKEY, L.A., DEAN, J.D. et JOWISE, P. (1984). *User's manual for the pesticide root zone model (PRZM).* U.S. Environmental Protection Agency, Anthens, GA, USA, EPA-600/3-84-109.

CATALDO, D.A., HARVEY, S.D., FELLOWS, R.J., BEAN, R.M. et MCVEETY, B.D. (1989). *An Evaluation of the Environmental Fate and Behavior of Munitions Materiel (TNT, RDX) in Soil and plant Systems : Environmental Fate and Behavior of TNT.* U.S. Army Biological Research and Development Laboratory; Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA, ADA 223 546.

CAUMARTIN, J., SUNAHARA, G.I. et RENOUX, A.R. (1998). Developpement d'un critère environnemental préliminaire de qualité du sol: TNT. Institut de recherche en biotechnologie, Conseil National de recherche Canada, Montréal, Québec.

CERNIK, M., FEDERER, P., BORKOVEC, M. et DTICHER, H. (1994). Modeling of Heavy Metal Transport in a Contaminated Soil. *J. Environ. Qual.*, 23: 1239-1248.

CHASSÉ, R., GRÉGOIRE, F., LAFORTUNE, A.-M., MARTEL, L. et THELLEN, C. (1996). *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique applicable dans le cadre de la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (PÉRÉ).* Version préliminaire. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des laboratoires, Écotoxicologie et Développement, Québec.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (1998). *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés.* Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec. 139 p.

CHEESMAN, P. (1986). Probalistic versus fuzzy reasoning. *Uncertainty in Artificial Intelligence.* L.N. Kanal and Lemmer, J.F. Amsterdam, The Netherland, North-Holland, 85-102.

COHEN, P.R. (1985). *Heuristic Reasonning about Uncertainty: An Artificial Intelligence Approach.* Marshfield, Massachusetts, USA, Pitman Publishing Inc.

COHEN, Y. (1989). *The spatial multimedia compartment model (SMCM), users manual version 3.0.* National Center for Intermedia Transport , UCLA, CA, USA.

COHEN, Y. et RYAN, P.A. (1985). Multimedia modeling of environmental transport: Trichloroethylene test case. *Environmental Science &Technology*, 19: 412-417.

COHEN, Y., TSAI, W., CHETTY, S.L. et MAYER, G.J. (1990). Dynamic partitioning of organic chemical in regional environments: a multimedia screening-level modeling approach. *Environmental Science &Technology*, 24: 1549-1558.

CONNOR, J.A., NEVIN, J.P., FISHER, R.T., BOWERS, R. et NEWLL, C.J. (1995). *Tier 2 RBCA spreadsheet system & modeling guidelines.* Groudwater Services Inc.

COUGHENOUR, M.B. (1981). Relationship of $SO_2$ dry deposition to a grassland slufur cycle. *Ecological Modelling*, 13: 1-16.

COUNCIL ON SOIL TESTING AND PLANT ANALYSIS (1992). *Hanbook on Reference Methods for Soil Analysis.* Atens, GA, USA, Soil and Plant Analysis Council Inc.

CRESSIE, N.A.C. (1993). *Statistics for spatial data.* New York, NY, USA, John Wiley.

DAKINS, M.E., TOLL, J.E. et SMALL, M.J. (1994). Risk-based environmental remediation: Decision framework and role of uncertainty. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(12): 1907-1915.

DALE, A. (1994). Scientific uncertainty in a world of risk - a review. *Futures*, 26(8): 862-867.

DANIELS, J.I. et KNEZOVICH, J.P. (1994). *Human Health Risks from TNT, RDX and HMX in Environmental Media and Consideration of the U.S. Regulatory Environment*, Luxembourg International Congress.

DAVIS, R.K. et MCKEOWN, P.G. (1981). *Quantitative Models for Management.* Boston, Ma, Kent Publishing Company.

DE ANGELIS, D.L., BARTELL, S.M. et BRENKERT, A.L. (1989). Effects of nutrients recycling and food-chain length on resilience. *Am. Nat.*, 134: 778-805.

DI GUARDO, A.D., CALAMARI, D., ZANIN, G., CONSALTER, A. et MACKAY, D. (1994). A fugacity model of pesticide runoff to water: development and validation. *Chemosphere*, 28(511-531).

DICARLO, F.J., RICKART, P. et AUER, C.M. (1985). Role of the structure-activities team (SAT) in the premanifacture notification (PMN). *QSAR intoxicology and xenochemistry.* M. Tichy. Amsterdam, The Netherland, Elsevier, 443-449.

DIGIANO, F.A., MAERKER, M., CHAMPLIN, T.L., FREY, M.V. et DOBBS, R. (1992). Toxicity reduction evaluation: case histories at High Point and Fayetteville, North Carolina. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Risk Reduction Enginneering Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA, EPA/600/R-92/184.

DIGULIO, R. (1989). *Biomarkers.* U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research laboratory, Corvalis, Oregon, U.S.A., EPA 600/3-889/013.

DILLEY, J.V. (1982). Short-term oral toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene in mice, rats and dogs. *J. Toxicol. Environ. Health.*, 9: 565-585.

DOERGER, J.U., MEIER, J.R., DOBBS, R., JOHNSON, R.D. et ANKLEY, G.T. (1992). *Toxicity reduction evaluation (TRE) at a municipal wastewater treatment plant using mutagenicity as a endpoint.* U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Risk Reduction Enginneering Laboratory, Cincinnati, Ohio, USA, EPA/600/J-92/305.

DONLEY, E.M. et DESCHAMBAULT, V.M. (1993). *Environmental Sofware Directory.* Donley Technology, Garrisonville, VA, USA.

DOURSON, M.L. et STARA, J.F. (1983). Regulatory, history and experimental support of uncertainty (safety) factors. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 3: 224-238.

DUBOIS, D. et PRADE, H. (1980). *Fuzzy sets and systems: théoriy and applications.* New York, Acadmic Press.

DUBOIS, D. et PRADE, H. (1985). *Théorie des possibilités. Applications à la représentation des connaissances en informatique.* Paris, Masson.

DURHAN, E.J., NORBERG-KING, T.J. et BUCKHARD, L.P. (1993). *Methods for aquatic toxicity identification evaluations - phase II. Toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity.* United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA, EPA/600/R-92/080.

EBERHARDT, L.L. et THOMAS, J.M. (1991). Designing environmental field studies. *Ecol. Mono.*, 61(1): 53-73.

EFFROYMSON, R.A., WILL, M.E. et SUTER, G.W. (1997). *Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern for effects on soil and liter invertabrates heterotrophic process: 1997 revision.* Oak Ridge National Laboratory.

ENFIELD, G.C., CARSEL, R.F., COHEN, S.Z., PHON, T. et WALTERS, D.M. (1982). Approximating pollutant transport to groundwater. *Ground Water,* 20: 711-727.

ENVIRONMENT CANADA (1992). *Biological test method: toxicity test using luminescent bacteria (Photobacterium phosphoreum).* Environment Canada, Technology Development Directorate, Ottawa, Ont., SPE 1/RM/24.

ENVIRONNEMENT CANADA (1990a). *Méthode d'essai biologique: essai de létalité aiguë sur Daphnia spp.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement, Ottawa, SPE 1/RM/11.

ENVIRONNEMENT CANADA (1990b). *Méthode d'essai biologique: méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez Daphnia magna.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement, SPE 1/RM/14.

ENVIRONNEMENT CANADA (1992a). *Méthode d'essai biologique: essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement, Ottawa, SPE 1/RM/22.

ENVIRONNEMENT CANADA (1992b). *Méthode d'essai biologique: essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia.* Conservation et Protection, Protection de l'environnement, Ottawa, SPE 1/RM/21.

ENVIRONNEMENT CANADA (1992c). *Méthode d'essai biologique: essai de toxicité sur la bactérie luminescente Photobacterium phosphoreum.* Conservation et protection, Protection de l'environnement, Ottawa, SPE 1/RM/24.

ENVIRONMENT CANADA (1997). *Review of predictive modelling and uncertainty analysis for application in ecological risk assessment.* Guideline division, Science policy and environmental quality branch, Ottawa.

FERNANDO, T. (1990). Biodegradation of TNT (2,4,6-trinitrotoluene) by Phanaerochaete chrysosporium. Appl. Environ. Microbiol., 56(6): 1666-1671.

FINKEL, A.M. (1990). *Confronting uncertainty in risk management. A guide for decision-makers*. Centrer for Risk Management, Washington, D.C.

FINLEY, B. et PAUSTENBACH, D. (1994). The benefits of probabilistic exposure assessment: Three case studies involving contaminated air, water and soil. *Risk Analysis*, 14(1): 53-73.

FONTAINE, T.D. (1984). Application of risk and uncertainty analysis techniques to a heavy metal speciation model. *Ecological Modelling*. Amsterdam, Elsevier Science., 22: 101-108.

FUNK, S.B. (1993). Initial-phase optimization for bioremediation of munition compound-contaminated soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59: 2171-2177.

FUREDI-MACHACEK, E.M., LEVINE, B.S., GORDON, D.E., RAC, V.S. et LISH, P.M. (1984). *Determination of the Chronic Mammalian Toxicological Effects of TNT: twenty-four month Chronic Toxicity/Carcinogenicity Study of Trinitrotoluene (TNT) in the Fisher 344 Rat*. Final Report - Phase III, Volume I. U.S. Army Medical Research and Development Command, Fort Detrick, Frederick, MD ; IIT Research Institute, Chicago, IL., AD-A168 637.

GARDNER, R.H., O'NEILL, R.V., MANKIN, J.B. et CARNEY, J.H. (1981). A comparaison of sensibility analysis and errors amnalysis based on the stream ecosystem model. *Ecological Modelling*, 12: 177-194.

GAU, W.L. et BUEHRER (1993). Vague sets. *IEEE Trans. Systems Man Cybernet.*, 23(2): 610-614.

GAUDET, C., EVS ENVIRONMENT CONSULTANT et ENVIRONMENTAL AND SOCIAL SYSTEMS ANALYSTS (ESSA) (1994). *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux contaminés situés au Canada: études et recommendations*. Environnement Canada, EVS Environment Consultant et Environmental and Social Systems Analysts, Ottawa, Ontario, Étude n° 199.

GEWEKE, J., Ed. (1992). *Decision making under risk and uncertainty: New models and empirical findings*. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers.

GIBBS, M.H., WICKER, L.F. et STEWART, A.J. (1996). A method for assessing sublethal effects of contaminants in soils to the earthworms *Eisenia feotida*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(3): 360-368.

GIDDINGS, J.F. et FRANCO, P.J. (1985). Calibration fo laboratory bioassays with results from microcosms and ponds. *Validation and Predictibility of Laboratory Methods for Assessing the Fate and Effects of Contaminants in Aquatic Ecosystem.* T.P. Boyle. Philadelphia, USA, American Society for Testing Materials, 104-119.

GILBERT, R.O. (1987). *Statistical methods for environmental pollution monitoring.* New York, NY, USA, Van Nostrand Reinold.

GONG, P., SILICIANO, S.D., GREER, C.W., PAQUET, L., HAWARI, J. SUNAHARA, G.I. (1997) TNT (2,4,6-trinitrotoluene) alters nitrification, nitrogen fixation and dehydrogenase activities in laboratory and field soil. (*manuscript*)

GOODMAN, E.D. (1982). Modeling the effects of pesticides on populations of soil/litter invertabrates in an orchard ecosystem. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1: 45-60.

GREENE, J.C., BARTELS, C.L., WARREN-HICKS, W.J., PARKHURST, B.R., LINDER, G.L., PETERSON, S.A. et MILLER, W.E. (1989). *Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites.* United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvalis, OR, EPA/600/3-88/029.

GUPTA, S., K. et ATEN, C. (1993). Comparaison and Evaluation of Extraction Media and their Suitability in a Simple Model to Predict the Biological Relevance of Heavy Metal Concentration in Contaminated Soil. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 51(25).

HARRISON, H.L., LOUCKS, O.L., MITCHELL, J.W., PARKHURST, D.F., TRACY, C.R., WATTS, D. et YANNACONE, V.J. (1970). Systems studies of DDT transport. *Science*, 170: 503-508.

HAVENS, J.A. et SPICER. (1985). *Development of an atmospheric dispersion model for heavier-than-air gaz mixture.* University of Arkansas, Department of Chemical Engineering.

HEASLEY, J.E., LAUENROTH, W.K. et DODD, J.L. (1981). Systems analysis of potential air pollution impacts on grassland ecosystems. *Energy and Ecological Modelling.* W.J. Mitsch, Bosserman, R.W. and Klopatek, J.M. New York, USA, Elsevier, 347-359.

HEGGETT, R.S., KIMERLE, R.A., MEHRLE, P.M.J. et BERGMAN, H.L. (1992). *Biomarkers - Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress.* Chelsea, MI, USA, Lewis Publishers.

HETRICK, D.M. et MCDOWELL-BOYER, L.M. (1983). *User's manual for TOXSCREEN: a multimedia screening-level program for assessing the potential fate*

*of chemicals released to the environment.* Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, ORNL/TM-8570.

HOFFMAN, D.J., RATTNER, B.A. et BURTON, A.G.J. (1995). *Hanbook of Ecotoxicology*. FL, USA, CRC Lewis Publishers.

HOFFMAN, F.O. et GARDNER, R.H. (1983). *Evaluation of uncertainties in environmental radiological assessment models.* Nuclear Regulatory Commission, Washington, D.C., NUREG/CR-3332, ORNL-5968.

HOFFMAN, F.O. et HAMMONDS, J.S. (1994). Propagation of uncertainty in risk assessments: The nee to distinguish between uncertainty due to lack of knoledge and uncertainty due to variability. *Risk Analysis*, 14(5): 707-712.

HOFFMAN, M.E. et MANEVITZ, L.M. (1996). Fuzzy independance and extended conditional probability. *Information Sciences*, 90: 137-156.

HOFFSOMMER, J.C. (1978). Biodegradability of TNT : A three year pilot plant study. Naval surface weapons center, White Oak, Silver Spring , MD., NSWC/WOL-TR77-136; AD-A061 144.

HORNING, W.B. et WEBER, C.I. (1985). *Shorth-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms.* United States Environmental Protection Agency, Office od Research and DevelopmentEnvironmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-85/014.

HOVATTER, P.S., TALMAGE, S.S., OPRESKO, D.M. et ROSS, R.H. (1997). Ecotoxicity of nitroaromatics to aquatic and terrestrial species at army superfund sites. Environmental toxicology and risk assessment: Modelling and risk assessment (sixth volume). ASTM STP 1317. J.F. Dwyer, Doane, T.R. and Hinman, M.L., American Society for Testing and Materials, 6: 117-129.

HOWARD, P.H., BOETHLING, R.S., et DAVIS, W.F. (1991). Handbook of Environmental Degradation Rates. Chelsea, MI, Lewis Publishers, 454-455.

HUBBARD, S.A., GREEN, H.L., GATEHOUSE, D. et J.W., B. (1984). The fluctuation test in bacteria. *Handbook of Mutagenicity testing.* B.J. Kilbey, Legator, M., Nichols, W. and Ramel, C. New York, Elsevier Science, 141-160.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (1993). *Soil Quality - Effects of Pollutants on Earthworms (Eisenia fetida) - Part 1:*

*Determination of Acute Toxicity Using Artificial Soil Substrate.* Geneve, Switzerland, ISO 11268-1: 1993 (E).

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (1994). Soil *Quality - Effects of Soil Pollutants on Collembola (Folsomia candida): Méthod for the Determination of Effects on Reproduction.*

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (1996). *Soil Quality - Effects of Soil Pollutants on Earthworms (Eiseinia fetida). Part 2: Determination of Effects on Reproduction.* ISO DIS 11268-2.2.

JAKEMAN, A.J., SIMPSON, R.W. et TAYLOR, J.A. (1986). Modeling distributions of air pollutant concentration - II. Estimation of one and two parameter statistical distributions. *Atmospheric Environment*, 20: 2435-2447.

JAKEMAN, A.J., SIMPSON, R.W. et TAYLOR, J.A. (1988). Modeling distributions of air pollutant concentration - III. The hybrid deterministic- statistical distribution approach. *Atmospheric Environment*, 22: 163-174.

JAMESON, A. (1996). Numerical uncertainty management in user and student modeling: An overview of systems and issues. *User Modeling and User-Adapted Interaction*, 5: 193-251.

JENKINS, T.F., THORNE,.P.G., MCCORMICK, E.F. ET MYERS, K.F. (1995). *Preservation of water samples containing nitroaromatics and nitramimes.* US Army Corps of Engineers, Cold Region Research & Engineering Laboratory, Special report # 95-16.

JOHNSON, B.L. (1995). Applying computer simulation models as learning tools in fishery management. *N. Amer. J. fisheries Manag.*, 15: 736-747.

JONES, P.A. (1981). *Chlorophnols and their impurities in the Canadian Environment.* Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa, Canada, Report EPS 3-EC-81-2f.

JONES, P.A. (1984). *Chlorophnols and their impurities in the Canadian Environment: 1983 Supplement.* Environment Canada, Environmental Protection Service, Ottawa, Canada, Report EPS 3-EP-84-3.

JORGENSEN, S.E. (1990). *Modelling in ecotoxicology.* Amsterdam, The Netherland, Elsevier Science Publishers B.V.

JORGENSEN, S.E., Ed. (1994). *Fundamentals of ecological modelling.* Development in environmental modeling. Amsterdam, The Netherland, Elsevier Science B.V.

JURY, W.A., SPENCER, W.F. et FARMER, W.J. (1983). Behavior assessment model for trace organics in soil. *J. Environ. Qual.*

KALOS, M. et WHITLOCK, P.A. (1986). *Monte Carlo methods*. New York, John Wiley & Son.

KAMINSKI, G., LEFEBVRE, G. et HOUDE, L. (1997). *Validation du modèle SOILFUG: cas d'application pour les phytocides dans les emprises d'HYdro-Québec*Colloque anuel, Chapître Saint-Laurent/Laurentien, Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Colloque anuel, Chapître Saint-Laurent/Laurentien, Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

KAPUSTKA, L.A., LAPOINT, T.W., FAIRCHILD, J.F., MCBEE, K. et BROMENSHENK, J.J. (1989). Field ssessments. Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. EPA, EPA/600/3-89/013.

KAUFMANN, A. (1977). *Introduction à la théorie des sous ensembles flous à l'usage des ingénieurs (Fuzzy Sets Theory). Tome 1. Éléments théoriques de base.* Paris, Masson.

KEDDY, C., GREENE, J.C. et BONNELL, M.A. (1994). A Review of Whole Organism *Bioassays for Assessing the Quality of Soil, Freshwater Sediment, and Freshwater in Canada.* Environnement Canada and Western Region Hazardous Substance Centre, Oregon State University, Ottawa, Ontario, N° 198.

KEDDY, C., GREENE, J.C. et BONNELL, M.A. (1995). A Review of Whole Organism Bioassays: Soil, Sediment and Freshwater Assessment in Canada. *Ecotoxicology and Environmental* Safety, 30: 221-251.

KEENAN, R.E., FINLEY, B.L. et PRICE, P.S. (1994). Exposure assessment: Then, now and quantum leaps in future. *Risk Analysis*, 14(3): 225-230.

KISHIDA, F., TAKAHASHI, N., MATSUO, M. et YAMADA, H. (1990). A new fugacity model for aerial application of pesticides. Part 1. The fate of a pesticide in the "spray zone" and "adjacent zones". *Chemosphere*, 21(4-5): 627-646.

KLAUSMEIER, R.E., OSMON, J.L. et WALLS, D.R. (1974). The effect of trinitrotoluene on microorganisms. Development of industrial microbiology, Chapter No 34, Vol 15: 309-317.

KLEIN, A.W., KLEIN, W., KORDEL, W. et WEISS, M. (1988). Structure-activity relationships for selecting and setting priorities for existing chemicals - a computer-assisted approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 455-467.

KLEMM, D.J., LOBRING, L.B. et HORNING, W.H.I. (1990). *Manual for the evaluation of laboratories performing aquatic toxicity tests*. U. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Modelling, Monitoring Systems, and Quality Assurance, Environmental Monitoring Sytems Laboratory - Cincinnati, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-90/031.

KLIR, G.J. (1985). *Architecture of systems problem solving*. New York, USA, Plenum Press.

KOSKO, B. et ISAKA, S. (1993). La logique floue. *Pour la science*, 191: 62-68.

KREYSA, G. et WIESNER, J., Eds. (1995). *Bioassays for Soils*. Frankfurt, DECHEMA.

KUNG, H.-T., YING, L.G. et LIU, Y.-C. (1993). Fuzzy clustering analysis in environmental impact assesment - A complement tool to environmental quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 28: 1-14.

LABIENIEC, P.A., DZOMBAK, D.A. et SIEGRIST, R.L. (1996). SoilRisk: Risk Assessment Model for Organic Contaminants in Soil. *Journal of Environmental Engineering*, 122(5): 388-398.

LABIENIEC, P.A., DZOMBAK, D.A. et SIEGRIST, R.L. (1997). Evaluation of uncertainty in a site-specific risk assessment. *Journal of Environmental Engineering*, 123(3): 234-243.

LACHANCE, B., HAWARI, J.A., SHARMEEN, N., DODARD, S., ROBIDOUX, Y.P., AMPLEMAN, G., THIBOUTOT, S. et SUNAHARA, G.I. (1996). *Cytotoxicity and genotoxicity of some energetic compounds tested using various bacterial and mammelian cell assays*. SETAC 17th Annual Meeting, Washington, D.C.

LACHANCE, B., SHARMEEN, N., ROBIDOUX, P.Y., DODARD, S., HAWARI, J., SUNAHARA, G.I., AMPLEMAN, G. et THIBOUTOT, S. (1997). *Cytotoxic and genotoxic effects of some energetic compounds tested using various bacterial and mammalian cell assays*. Poster presented at annual meeting. Laurentian Chapter (SETAC) and St-Laurent Chapter (SRA/SETAC). Biôdome de Montréal, Montréal.

LACHANCE, B., ROBIDOUX, P.Y., HAWARI, J., AMPLEMAN, G., THIBOUTOT, S. et SUNAHARA, G.I. (1998a). *Cytotoxic and genotoxic effects of some energetic compounds tested on bacterial and mammelian cell in vitro*. 19th SETAC annual Meeting, Charlotte, NC.

LACHANCE, B., ROBIDOUX, P.Y., HAWARI, J.A., AMPLEMAN, G., THIBOUTOT, S. et SUNAHARA, G.I. (1998b). Cytotoxic and genotoxic effects of energetics coumpounds on bacteria and mammalian cells in vitro. (*manuscript*).

LAHAISE, H., THELLEN, C. et MARTEL, L. (1990). *Programme de réduction de la toxicité (TRE/TIE): Évaluation analytique et faisabilité.* Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des laboratoires, Écotoxicologie & Développement, Québec.

LANIAK, G.L., DROPPO, J.G.J., FAILLACE, E.R., GNANAPRAGASAM, E.K., MILLS, W.B., STRENGE, D.L., WHELAND, G. et YU, C. (1997). An overview of a multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS. *Risk Analysis*, 17(2): 203-214.

LASKEY, K.B. (1996). Model uncertainty: Theory and practical implications. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics - Part A: Systems and Humans*, 26(3): 340-347.

LAUER, G.J., YOUG, J.R. et SUFFERN, J.S. (1981). The best way to assess environmental impacts is through the use of generic and site specific data. *Issues associated with impact assessment.* L.D. Jensen. Sparks, Maryland, USA, EA Comunications, 21-34.

LE MOIGNE, J.-L. (1977). *La théorie du système général - théorie de la modélisation.* Paris, Presse Universitaires de France.

LEMMER, J.F. et KANAL, L.N. (1988). *Uncertainty in Artificial Intelligence 2.* Amsterdam, Netherlands, Elsevier Science Publishers B.V.

LEVINE, B.S., RUST J.H., BARKLEY J.J., FUREDI E.M. et LISH P.M. (1990). Six month oral toxicity study of trinitrotoluene in beagle dogs. Toxicology, 63: 233-244.

LEVINE, B.S., FUREDI, E.M., GORDON, E.E., BURNS, J.M. et LISH, P.M. (1981). Thirteen-week Oral (Diet) Toxicity study of Trinitotoluene (TNT). Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) andTNT/RDX mixtures in the Fisher 344 rats. IIT research Institute, Chicago, IL., AD A108 447 ; DAMD17-79-C-9120 and DAMD17-79-C-9161.

LINDER, G., GREENE, J.C., RATSCH, H., NWOSU, J., SMITH, S. et WILBORN, D. (1990). Seed Germination and Root Elongation Toxicity Test in Hazardous Waste Site Evaluation: Méthods Development and Applications. *Plants for Toxicity Assessment, ASTM STP 1091.* W. Wang, Gorsuch, J.W. and Lower, W.R. Philadelphia, American Society for Testing and Materials, 177-187.

LIPTON, J. et GILLETT, J.W. (1991). Uncertainty in ocean dumping health risks: influence of bioconcentration, commercial fish landing and seafood consumtion. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 967-976.

LOPEZ-GASTEY, J., ROBIDOUX, P.Y. et CHOUCRI, A. (1997). *Le dépistage écotoxicologique: un outil intégrateur de contrôle des boues de fosse septique reçu à la station d'épuration de la CUM.* Communication présentée à Americana 97. Montréal, Québec.

LOPEZ-GASTEY, J., ROBIDOUX, Y.P. et CHOUCRI, A. (1995). *Bioensayos: Instrumento para detectar vertidos ilegales en los lodos de las fosas sépticas recibidos en la planta depuradora de aguas residuales de la Comunidad urbana de Montréal. Estudio preliminar.* Conférence présentée à la faculté de chimie de l'Université Autonome de l'État du Mexique, Mexique. Communauté urbaine de Montréal, Service de l'environnement.

LORANGER, S. (1994). *Modélisation et problemes environnementaux -ENV6000.* Note de cours. Université de Montréal. Université de Montréal.

LORANGER, S. (1995). *Analyse de données environnementales et modélisation de l'exposition - ENV 6100.* Note de cours. Université de Montréal. Université de Montréal.

LORANGER, S. et COURCHESNE Y. (1997). Health risk assessment of an industrial site contaminated with polycylclic aromatic hydrocarbons using CalTOX, an environmental fate/exposure model. *SAR and SAR in Environmental Research*, 6: 81-104.

LORANGER, S. et ZAYED, J. (1995). Contribution of Methylcyclopentadienyl Manganese Tricarbonyl (MMT) to Atmospheric Mn Concentration Near Expressway: Dispersion Modelling Estimation. *Atmospheric Environment*, 29(5): 591-599.

LORANGER, S. et ZAYED, J. (1997). Environmental contamination and human exposure assessment to manganese in the St-Lawrence river ecozone (Quebec, Canada) using and environmental fate/exposure model: GEOTOX. *SAR and SAR in Environmental Research*, 6: 105-119.

LU, Y. (1996). Knowledge integration in a multiple classsiefier system. *Applied Intelligence*, 9: 75-86.

LUDWIG, J.A. et REYNOLD, J.F. (1988). *Statistical ecology: a primer on methods and computing.* New York, John Wiley & Sons.

MACGILCHRIST, R. (1986). *Système - expert de diagnostic et d'entretient des réseaux d'assainissement.* Ministère de l'équipement, du logement, de l'aménagement du territoire et des transport, Service technique de l'urbanisme, marché no. 8513020002239313.

MACKAY, D. (1979). Finding fugacity feasable. *Environmental Science &Technology* 13: 1218-1223.

MACKAY, D. (1991). *Multimedia environmental model: the fugacity approach.* Chelsea, MI, USA, Lewis Publishers.

MACKAY, D. et DIAMOND, M. (1989). Application of the QWASI (Quantitative Water Air Sediment Interaction) fugacty model to the dynanics of organic and inorganic chemicals in lakes. *Chemosphere*, 14: 335-374.

MACKAY, D. et PATERSON, S. (1982). Fugacity revised. *Environmental Science &Technology*, 16: 654-660.

MACKAY, D. et PATERSON, S. (1991). Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a level III fugacity model. *Environmental Science &Technology*, 25(3): 427-436.

MACKAY, D. et PATERSON, S. (1992). *Étude et analyse critique de modèles pour l'évaluation de l'exposition des humains aux substances chimiques.* Approvisionnement et Services Canada, Ottawa.

MACKAY, D. et PATERSON, S. (1993). Mathematical models of transport and fate. *Ecological risk assessment.* G.W.I. Suter. Chesea, Michigan, USA, Lewis Publishers, 129-152.

MACKAY, D., JOY, M. et PETERSON, S. (1983). A quantitative water, air, sediemnt interaction (QWASI) fugacity model for describing the fate of chemicals in lakes. *Chemosphere*, 12: 981-997.

MACKAY, D., PATERSON, S., CHEUNG, B. et NEELY, B.W. (1985). Evaluating the environmental behavior of chemicals with a level III fugacity model. *Chemosphere*, 14: 335-374.

MADDALENA, R.L., MCKONE, T., E., LAYTON, D.W. et HSIEH, D.P.H. (1995). Comparaison of Multi-media Transport and Transformation Models: Regional Fugacity Model vs. CalTOX. *Chemosphere*, 30(5): 869-889.

MALLAWATANTRI, A.P. et MULLA, D.J. (1996). Uncertainties in leaching risk assessments due to field averaged transfer function parameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60: 722-726.

MARANI, A. (1988). On mathematical models of natural systems. *Advances in Environmental Modelling.* A. Marani. Amsterdam, The Netherland, Elsevier Science Publishers B.V., 13: 5-27.

MARSH, M., WAINWRIGHT, E., ROEDER, M. et FAY, P. (1993). *Crystal Ball version 3.0 - Forecasting and risk analysis for spreadsheet users.* Decisioneering Inc., Denver, Colorado.

MARSILLI-LIBELLI, S. (1988). Environmental data processing through fuzzy clustering. *Advances in Environmental Modelling.* A. Marani. Amsterdam, Elsevier, 167-182.

MARTEL, L. et MACFARLANE, M. (1995). *Toxicity Testing for Ecotoxicological Hazard and Risk Assessment.* Speakers' Overhead of the NRC Workshop on Toxicity Testing Applied to Soil Ecotoxicology. NRC's Biotechnology Research Institute, Environment Canada, Quebec Ministry of Environment and Wildlife. NRC's Biotechnology Research Institute, Environment Canada, Quebec Ministry of Environment and Wildlife.

MARTEL, L. et THELLEN, C. (1992). *Ecotoxicological Risk Assessment of a Fire Foams.* Society for Risk Analysis (SRA), San Diago, California.

MARTEL, L., BERNIER, N. et THELLEN, C. (1991). *Ecotoxicological Risk Assessment of Four Fire Foams.* Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Seattle, Whashington.

MARVIN-SIKKEMAN, F.D. (1994). Degradation of nitroaromatic compounds by microorganisms. Appl. Microbiol. Biotechnol., Vol. 42: 499-507.

MASSON, C., DELISLE, S., CATTANEO, M.V. et GREER, C. (1998). Preliminary characterization of contamination by nitro and amino aromatics at a former TNT plant and potential for natural attenuation. Characterization and remediation of soil contaminated with explosives: development and practical technologies. J. Hawari. Montréal, National Research Council, 37-60.

MCCARTY, L.S. et MACKAY, D. (1993). Enhancing Ecotoxicological Modeling and Assessment. *Environmental Science &Technology*, 27(9): 1719-1728.

MCCORMICK, N.G., FECHERRY, F.E. et LEVINSON, H.S. (1976). Microbial transformation of 2,4,6-trinitrotoluene and other nitroaromatic compounds. Appl. Environ. Microbiol., 31(6): 949-954.

MCKONE, T.E. (1981). *Chemical cycles and health risks of some crustal nucleides.* Ph.D. Dissertation. University of california. Los Angeles, CA, USA. University of california.

MCKONE, T.E. (1988). *GEOTOX multimedia compartment model user's guide supplement.* Lawrence Livermore National Laboratory,

MCKONE, T.E. (1993). *CalTOX: a multimedia total-exposure model for hazardous-waste sites.* University of California, Berkely, Ca, UCRL-CR-111456PtI.

MCKONE, T.E. et DANIELS, J.I. (1991). Estimating Human Exposure through Multiple Pathways from Air, Water, and Soil. *Regulary Toxicology and Pharmacology*, 13: 36-61.

MCKONE, T.E. et LAYTON, D.W. (1986). Screening the potential risks of toxic subtances using a multimedia compartiment model: estimation of human exposure. *Regulary Toxicology and Pharmacology*, (6): 359-380.

MCKONE, T.E., GRATT, L.B., LYON, M.J. et PERRY, B.W. (1987). *GEOTOX: multimedia compartment model user's guide.* University of california, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, CA, USA, Repport No. UCRL-15913.

MCKONE, T.E., KASTENBERG, W.E. et OKRENT, D. (1983). The use of landscape chemical cycles for indexing the health risks of toxic elements and radionucleides. *Risk Anal.*, 3: 189-205.

MENZIE, C., HENNING, M.H., CURA, J., FINKELSTEIN, K., GENTILE, J., MAUGHAN, J., MITCHELL, D., PETRON, S., POTOCKI, B., SVIRSKY, S. et TYLER, P. (1996). Special report of the Massachussetts weight-of-evidence workgroup: Aweght-of-evidence approch for evaluating ecological risks. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 2(2): 277-304.

MILLS, W.B., CHENG, J.J., DROPPO, J.G.J., FAILLACE, E.R., GNANAPRAGASAM, E.K., JOHNS, R.A., LANIAK, G.L., LEW, C.S., STRENGE, D.L., SUTHERLAND, J.F., WHELAND, G. et YU, C. (1997). Multimedia benchmarking analysis for three risk assessment models: RESRAD, MMSOILS, and MEPAS. *Risk Analysis*, 17(2): 187-201.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1990a). *Guide des méthodes de conservation et d'analyse des échantillons d'eau et de sol.* Direction des laboratoires.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1990b). *Sols - Détermination des biphényles polychlorés. extraction avec de l'hexane et purification avec florisil. Dosage par chromatographie en phase gazeuse.* Direction des laboratoires, MENVIQ (89.07/410 BPC 1.2).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (1996a). *Conservation et analyse des échantillons d'eau et de sol: Guide des méthodes.* Publication du Québec. Sainte-Foy, Québec. Publication du Québec, 93 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (1996b). *Ligne directrices pour la réalisation des analyses des risques toxicologiques.* Direction des laboratoires, Groupe d'analyse de risque, Québec.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (1996c). *Guide technique pour la réalisation des analyses des risques toxicologiques.* Direction des laboratoires, Groupe d'analyse de risque, Québec.

MINSKY, M. (1995). A framework for representing knowledge. *Computation and Intelligence - Collected Reading.* G.F. Luger. Menlo Park, Ca, American Association of Artificial Intelligence Press/ The MIT Press, 165-189.

MORGAN, M.G., HENRION, M. et SMALL, M. (1990). *Uncertainty: A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis.* New York, Cambridge University Press.

MOSLEH, A. et BIER, V.M. (1996). Uncertainty about probability: A reconciliation with the subjectivist viewpoint. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics - Part A: Systems and Humans*, 26(3): 303-310.

MOUNT, D. et NORBERG-KING, T.J. (1993). *Methods for aquatic toxicity identification evaluations - phase III. Toxicity confirmation procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity.* United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA, EPA/600/R-92/081.

NAIR, S., LONGWELL, D. et SEIGNEUR, C. (1990). Simulation of Chemical Transport in Unsaturated Soil. *Journal of Environmental Engineering*, 116(2): 214-235.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC) (1983). *Risk Assessment in the Federal government: Managing the Process*. Whashington, DC, National Academy Press.

NEGOITA, C.V. (1985). *Expert systems and fuzzy systems*. Menlo Park, California, The Benjamin/ Cumming Publishing Compagny, Inc.

NORBERG-KING, T.J., MOUNT, D., DURHAN, E., ANKLEY, G.T., BURKHARD, L., AMATO, J. et LUKASEWYCZ, M. (1991). *Methods for aquatic toxicity identification evaluations - phase I. Toxicity characterisation procedures*. United States Environmental Protection Agency , Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA, EPA/600/6-91/003.

O'NEILL, R.V., BARTELL, S.M. et GARDNER, R.H. (1983). Patterns of toxicological effects in ecosystems: A modeling study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2.

O'NEILL, R.V., GARDNER, R.H., BARNHOUSE, L.W., SUTER, G.W.I., HILDELBRAND, S.G. et GEHRS, C.W. (1982). Ecosystem Risk Analysis: A New Methodology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1: 167-177.

ONTARIO MINISTRY OF ENVIRONMENT (1991). *The fluctuation test*. Watershed Management Section, Biohazard Unit,

OPRESKO, D.M. (1995). Toxicity Summary for 2,4,6-trinitrotoluene. Prepared by Oak Ridge National Laboratory for the U.S. Army Toxic and Hazardous Materials Agency, Aberdeen Proving Ground, MD.,

ORGANISATION OF ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (1989). *Compendium of environmental exposure assessment methods for chemicals*. Paris, France, No. 27.

ORGANIZATION OF ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (1993). Earthworm, Acute Toxicity Tests. *Guideline of the OECD for Testing Chemical Products*. Paris, France.

OSMON, J.L. et KLAUSMEIER, R.E. (1972). The microbial degradation of explosives. Dev. Indust. Microbiol, Vol 14: 247-252.

PALAZZO, A.J. et LEGGETT, D.C. (1986). Effects and disposition of TNT in a terrestrial plant. J. Environ. Qual., Vol. 15: 49-52.

PARKHURST, D.F. (1990). Statistical hypothesis tests and statiscal power in pure and applied science. *Acting under uncertainty: multidisciplinary conceptions*. G.M. Von Furstenberg. Norwell, Massachusetts, USA, Kluwer Academic Publishers, 181-201.

PARMELEE, R.W. (1993). Soil microcosm for testing the effects of chemical pollutants on soil fauna communities and trophic structure. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12: 1477-1486.

PARRISH, F.W. (1977). Fungal transformation of 2,4-dinitrotoluene and 2,4,6-trinitrotoluene. Appl. Environ. Microbiol., 34(2): 232-233.

PAUSTENBACH, D.J. (1990). *The Risk Assessment of Environmental and Human health Hazards: A Textbook of Case Studies*. New York, John Wiley & Sons.

PAUWELS, S., BUREAU, J., ROY, Y., ALLEN, B., ROBIDOUX, Y., P., SOUCY, M. et MARCHAND, N. (1996a). *Sensivity of screening-level toxicity tests using soils from a former petroleum refinery*. Proceeding of 23rd Annual Aquatic Toxicity Workshop: October 7-9, 1996, Cagary, Alberta. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2144, Fisheries and Oceans.

PAUWELS, S., ROBIDOUX, Y., P., ALLEN, B., BUREAU, J., ROY, Y., SOUCY, M. et MARCHAND, N. (1996b). *Sensivity of screening-level toxicity tests using soils from a former petroleum refinery*. SETAC 17th Annual Meeting, Washington, D..C.

PEDRYEZ, W. (1996). Technological development section. *Fuzzy Sets and Systems*, 79: 271-276.

PENNINGTON, J.C. (1988). Soil Sorption and Plant Uptake of 2,4,6-Trinitrotoluene. U.S. Army Biomedical Research and Development Laboratory, Fort Detrick, Frederick, MD., TR-EL-88-12 ; AD A200 502.

PETERMAN, R.M. (1990). Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47(1): 2-15.

PHILLIPS, C.T., CHECKAI, R.T. et WENTSEL, R.S. (1993). Toxicity of Selected Munitions and Munition-Contaminated Soil on the Earthworm (Eiseinia foetida). U.S. Army Chemical and Biological Defense Agency, Edgewood Research, Development & Engineering Center, Research and Technology Directorate, Aberdeen Proving Ground, MD, ERDEC-TR-037.

PLAFKIN, J.L., BARBOUR, M.T., PORTER, K.D., GROSS, S.K. et HUGHES, R.M. (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA/444/4-89-001.

POP, H.F., SARBU, C., HOROWITZ, O. et DUMITRESCU, D. (1996). A fuzzy classification of the chemical elements. *J. Chem. Inf. Comput. Sci.*, 36: 465-482.

RENOUX, A., Y., ROBIDOUX, P.Y., ROCHELEAU, S., LACHANCE, B. et SUNAHARA, G. (1997). Ecotoxicology/DREV- 1996/1997. National Research Council Canada, Biotechnology Research Institute, Applied Ecotoxicology Group, Montréal, Québec.

RESEARCH TRIANGLE INSTITUTE (1995). *Development of human health based and ecologicallly based exit criteria for the hazardous waste identification project.* U.S. Environmental Protection Agency, RTI 5810-43, 5819, 114.

ROBERT, B. et MARCHE, C. (1990). La gestion de l'incertude et l'aide à la conception hydraulique. *Intelligence Artificielle et Sciences Cognitives au Québec*, 2(4): 87-94.

ROBERTS, J.R., MITCHELL, M.S., BODDINGTON, M.J. et RIDGEWAY, J.M. (1981). *A screen for the relative persistence of lipophilic organic chemicals in aquatic ecosystems - A analysis of the role of a simpler computer model in screening, Part 1.* National Research Council Canada, Ottawa, No. NRCC 18570.

ROBIDOUX, P.Y. (1992). *L'évaluation écotoxicologique reliée aux sites contaminés.* Séminaire présenté au département de génie civil, École Polytechnique, Montréal, Québec.

ROBIDOUX, P.Y. (1993). *Évaluation écotoxicologique de trois fondants routiers (NaCl, NaFo, CMA)- Toxicité pour le milieu terrestre.* École Polytechnique, Département de génie civil. Mémoire de Maîtrise, Université de Montréal, Montréal, 124p.

ROBIDOUX, P.Y. et PAQUETTE, L. (1993a). *Rapport technique sur la caractérisation toxicologique des sols de l'ancienne raffinnerie BP à Ville d'Anjou - Rapport d'analyses écotoxicologiques détaillé.* Analex Inc., Laval, Québec, 56p. + annexes.

ROBIDOUX, P.Y. et PAQUETTE, L. (1993b). *Caractérisation écotoxicologique d'un échantillon solide - Biotest de toxicité avec la truite arc-en-ciel (Onchorhynchus mykiss) et SOS Chromotest (Escherichia coli).* Analex Inc., Laval, Québec, 48p. + annexes.

ROBIDOUX, P.Y. (1994). *Caractérisation écotoxicologique de liquide dégivrants et antigivrants pour avions utilisés aux aéroports de Montréal -Biotest de toxicité avec le système Microtox® (Photobacterium phosphoreum), une algue verte (Selenastrum capricornutum) et une boue activée (micro-organismes mixtes).* Analex Inc., Laval, Québec, 36p. + annexes.

ROBIDOUX, P.Y., ROY, Y. et DELISLE, C.E. (1994a). *Ecotoxicological evaluation of three deicers (NaCl, NaFo, CMA) - Effect on terrestrial organisms.* 21th Aquatic Toxicity Workshop, Sarnia, Ontario.

ROBIDOUX, P.Y., ROY, Y. et PAQUETTE, L. (1994b). *Détermination du potentiel de réutilisation comme remblai d'un sol contaminé par du pentachlorophénol - Évaluation écotoxicologique de danger, Volume 1 et 2.* Analex Inc., Laval, Québec, 101p. + annexes.

ROBIDOUX, P.Y., LOPEZ-GASTEY, J. et CHOUCRI, A. (1995). *Procédure de dépistage écotoxicologique d'ajouts illicites dans les boues de fosses septiques recues à la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal.* Communauté urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Assainissement de l'air et de l'eau, Division des laboratoires, Montréal, Québec, 26p. + annexes.

ROBIDOUX, P.Y., HAWARI, J.A., DODARD, S. et SUNAHARA, G.I. (1996). *Bacterial mutagenicity of energetic compounds using the Salmonella typhimurium fluctuation test.* Journées de l'IRB -1996. Conseil National de Recherche Canada, Institut de recherche en Biotechnologie. Montréal, Québec. Conseil National de Recherche Canada, Institut de recherche en Biotechnologie.

ROBIDOUX, P.Y., LOPEZ-GASTEY, J., CHOUCRI, A. et SUNAHARA, G.I. (1997). *Ecological procedure to screen illicit discharge of toxic substances in septic sludge received at a wastewater treatment plant.* Annual meeting of Laurentian Chapter (SETAC) and St-Laurent Chapter (SRA/ SETAC), Montréal, Québec.

*ROBIDOUX, P.Y., LOPEZ-GASTEY, J., CHOUCRI, A. et SUNAHARA, G.I.* (1998a). Procedure to screen illicit discharge of toxic substances in septic sludge received at a waste wastewater treatment plant. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 39: 31-40.

ROBIDOUX, P.Y., LOPEZ-GASTEY, J., CHOUCRI, A. et SUNAHARA, G. (1998b). Screening of illicit substances discharge in chemical toilet sludge. *Quality Assurance: Good Practice, Regulation and Law* (in press).

ROBIDOUX, P.Y., SVENSEN, C., HAWARI, J., SUNAHARA, G.I., THIBOUTOT, S., AMPLEMAN, G. et WEEKS, J.M. (1998c). *Effects assessment of some energetic coumpounds in soil using earthworm (Eisenia andrei).* Technical workshop on environmental aspects of energetic materials, Valcartier, Québec.

ROBIDOUX, P.Y., SVENSEN, C., HAWARI, J., THIBOUTOT, S., AMPLEMAN, G., WEEKS, J. et Sunahara, G.I. (1998d). *Exposure assessment of soil contaminated by energetic coumpounds using a simple worm biomarker.* 25th Aquatic Toxicity Workshop, Québec, Québec.

ROBIDOUX, P.Y., SVENSEN, C., HAWARI, J., THIBOUTOT, S., WEEKS, J. et SUNAHARA, G.I. (1998e). Use of earthworm lysosomal biomarker to assess 2,4,6-trinitotoluene exposure - I. Link to effect assessment in a laboratory study using *Eisenia fetida andrei*. (manuscript, in preparation).

ROBIDOUX, P.Y., SVENSEN, C., HAWARI, J., THIBOUTOT, S., WEEKS, J. et SUNAHARA, G.I. (1998f). Use of earthworm lysosomal biomarker to assess 2,4,6-trinitotoluene exposure - II. Applicability under field conditions in a mesocosm experiment using site species and laboratory worms (*Eisenia fetida andrei*). (manuscript, in preparation).

ROBIDOUX, P.Y., SVENSEN, C., THIBOUTOT, S., AMPLEMAN, G., WEEKS, J.M., HAWARI, J. et SUNAHARA, G.I. (1998g). *Applicabilité d'un biomarqueur lysosomal pour évaluer les effets de composés énergétiques chez le vers de terre (Eisenia fetida).* Annual meeting of St-Laurent Chapter (SRA/ SETAC). Gestion environnmentale au Québec: le rôle de l'approche basée sur les risques, Québec.

ROBIDOUX, P.Y., HAWARI, J., THIBOUTOT, S., AMPLEMAN, G. et SUNAHARA, G.I. (1998h). Acute toxicity of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in the earthworms (*Eisenia fetida andrei*). (manuscript, in preparation).

ROBIDOUX, P.Y., SVENSEN, C., HAWARI, J., THIBOUTOT, S., AMPLEMAN, G., WEEKS, J. et SUNAHARA, G.I. (1998i). Chronic toxicity of energetic compounds using the eathworm (*Eisenia fetida andrei*) reproduction test. (manuscript, in preparation).

ROSENBLATT, D.H., BURROWS, E.P., MITCHELL, W.R. et PARMER, D.L. (1991). Organic Explosives and Related Compounds. The Handbook of Environmental Chemistry. O. Hutzinger. Berlin, Sprnger-Verlag Berlin Heidelberg, 3: 196-234.

ROUISSE, L. (1997). *Élaboration de critères génériques pour le sol et l,eau souterraine pour le TNT, le RDX et le HMX.* Lorraine Rouisse Inc., LaSalle, Québec.

ROY, Y. et ROBIDOUX, P.Y. (1992). *Rapport technique sur la caractérisation toxicologique des sols de l'ancienne raffinnerie BP à Ville d'Anjou.* Rapport principal et programme d'assurance et de contrôle de la qualité. Analex Inc., Laval, Québec, 63p. + annexes.

ROY, Y., DUMOUCHEL, A., ROBIDOUX, P.Y. et SURETTE, D. (1993). *Evaluation écotoxicologique de danger et de risque des sols excavés sur le site de l'ancienne raffinnerie BP à Ville d'Anjou.* Petro-Canada, Montréal, Québec, 54p. + annexes.

SAHOLTRA, A.M., MINEART, P., SHARP-HANSEN, S., ALLISON, T., JOHNS, R. et MILSS, W.B. (1995). *Multimedia exposure assessment model (MULTIMED 2.0) for evaluating the land disposal of wastes - model theory.* U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Ressource Laboratory, Athens, GA, USA.

SANDQUIST, G.M. (1985). *Introduction to system science.* Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall Inc.

SCHERRER, B. (1984). *Biostatistique.* Chicoutimi, Québec, Gaëtan morin éditeur.

SCHWARTZ, D.G. et KLIR, G.J. (1992). Fuzzy Logic Flowers in Japan. *IEEE Spectrum*, 32-35.

SCOTT, S.J. et HETRICK, D.M. (1993). The new SESOIL user's guide (revision 1.1). Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Solid and Hazardous Waste Management, Madison, WI, USA, PUBL-SW-200-93.

SENES CONSULTANTS, S. (1989). *Contaminated soil cleanup in Canada, Vol. 5, development of thje AERIS model.*

SHAFER, G. (1976). *A mathematical thory of evidence.* Princeton, NJ, USA, Princeton University Press.

SHEEHAN, P.J., AXLER, R.P. et NEWHOOK, R.C. (1986). Evaluation of simple generic aquatic ecosystem tests to screen the ecological impacts of pesticides. *Community Toxicity Testing, ASTM STP 920.* J.J. Cairns. Philadelphia, 158-179.

SHEPPARD, S.C. (1994). Developments of Bioassay Protocols for Toxicants in Soil. AECL Research, Environmental Branch.

SHEPPARD, S.C. (1997). Toxicity Testing Using Microcosms. *Soil Ecotoxicology.* J. Tarradellas, Bitton, G. and Rossel, D. New York, USA, CRC Lewis Publishers: p. 345-373.

SHEVENELL, L. et HOFFMAN, F.O. (1993). Necessity of uncertainty analysis in risk assessment. *Journal of hazardous materials*, 35: 369-385.

SHIPLEY, M.F., DE KORVIN, A. et OMER, K. (1996). A fuzzy logic approach for determining expected values: A project management application. *Journal of the Operational Research Society*, 47: 562-569.

SIMINI, M., WENTSEL, R.S., CHECKAI, R., PHILLIPS, C., CHESTER, N.A., MAJOR, M.A. et AMOS, J.C. (1995). Evaluation of soil toxicity at Joliet Army Ammunition Plant. Environmental Toxicology and Chemistry, 14(4): 623-630.

SLOOF, W., VAN OERS, J.A.M. et de ZWART, D. (1986). Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 841-365.

SMITH, R.L. (1980). *Ecology and field biology*. New York, NY, USA, Harper & Row.

SOLOMON, K.R., BAKER, D.B., RICHARD, P.R., DIXON, K.R., KLAINE, S.J., LA POINT, T.W., KENDALL, R.J., WEISSKOPF, C.P., GIDDINGS, J.M. et GIESY, J.P. (1996). Ecological risk assessment of atrazine in North America surface water. Environmental Toxicology and Chemistry, 15(1): 31-76.

SPANGGORD, R.J., MILL, T., CHUO, T., MABEY, W., SMITH, J., et LEE, S. (1980). *Environmental fate studies on certain munition wastewaters constituents, Phase II - laboratory Studies*. SRI International, Menlo Park, CA, AD-A099 256.

SPANGGORD, R.J., MILL, T., CHUO, T., MABEY, W.R., SMITH, J.H., et LEE, S. (1980). Environmental Fate Studies on Certain Munition Wastewaters Constituents, Final Report, Phase I - Literature review. SRI International, Menlo Park, CA., AD A0823 72.

SPIELMANN, N. et ROBERT, B. (1995). A Methodology Based on Heuristic Rules for Dealing with Uncertainty in an Expert System for Emergency Planning. (manuscript)

SPRINGBORN LABORATORIES (1993). *Toxicology testing laboratory accreditation program - Draft site evaluation documents.*

STEPHEN, M.E. et MAIN, D.E. (1991). *Analysis specifications for the CC3 biosphere model BIOTRAC for the assessment of Canada's nuclear fuel waste management program.* Atomic Energy of Canada. Draft report.

STRAT, T. (1990). Decision analysis using belief functions. *Int. J. Approximate Reasonning*, 4: 391-417.

SUNAHARA, G., ROBIDOUX, P.Y., DODARD, S., LACHANCE, B., ROCHELEAU, S., SARRAZIN, M. et RENOUX, A.Y. (1998a). *Application of ecotoxicological approaches to evaluate soils contaminated with energetic substances*. Preliminary characterization of contamination by nitro and amino aromatics at a former TNT plant and potential for natural attenuation. J. Hawari. Montréal, National Research Council Canada, 83-127.

SUNAHARA, G.I., DODARD, S., SARRAZIN, M., PAQUET, L., AMPLEMAN, G., THIBOUTOT, S., HAWARI, J. et RENOUX, A.Y. (1998b). Development of a soil extraction procedure for ecotoxicity characterization of energetic compounds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 39: 185-194.

SUTER, G.W., II, ROSEN, A.E., LINDER, E. et PARKHURST, D.F. (1987). Endpoints for responses of fish to chronic toxic exposures. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6: 793-809.

SUTER, G.W.II. (1990). Uncertainty in Environmental Risk Assessment. *Acting Under Uncertainty: Multidisciplinary Conceptions.* G.M. Von Furstenberg. Norwell, Massachusetts, USA, Kluwer Academic Publishers, 203-230.

SUTER, G.W.I. (1993). *Ecological risk assessment.* Chesea, Michigan, USA, Lewis Publishers.

SUTER, G.W.I. et BARNTHOUSE, L. (1993). Assessmement concepts. *Ecological risk assessment.* G.W.I. Suter. Chesea, Michigan, USA, Lewis Publishers, 21-47.

SUTER, G.W.II., BARNTHOUSE, L.W. et O'NEILL, R.V. (1987). Treatment of risk in environmental impact assessment. *Environ. Manage.*, 11: 295-303.

SVENDSEN, C. et WEEKS, J.M. (1996a). Relevance and applicability of a simple earthworm biomarker of copper exposure - I. Links to ecological effects in a laboratory study with *Eisenia andrei. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36: 72-79.

SVENDSEN, C. et WEEKS, J.M. (1996b). Relevance and applicability of a simple earthworm biomarker of copper exposure - II. Validation and applicability under field conditions in a mesocosm experiment with Lumbricus rubellus. Ecotoxicology and Environmental Safety, 36(80-88).

SVENDSEN, C., MEHARG, A.A., FREESTONE, P. et WEEKS, J.M. (1996). Use of an earthworm lysosomal biomarker for the ecological assessment of pollution from an industrial plastics fire. *Applied Soil Ecology*, 3: 99-107.

TALMAGE, S.S. et OPRESKO, D.M. (1995). Ecological criteria document for 2,4,6-Trinitrotoluene (CAS No. 118-96-7). Chemical hazard Evaluation Group, Biomedical and Envirommental Information Analysis Section (BEIA), Health Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

TARRADELLAS, J., BITTON, G. et ROSSEL, D. (1997). *Soil Ecotoxicology.* New York, USA, CRC Lewis Publishers.

THELLEN, C., MARTEL, L. et CHASSÉ, R. (1992). *Case Studies in Ecotoxicological Assessment of Complexe Mixture.* 19th Annual Aquatic Workshop (ATW), Edmonton, Alberta.

THELLEN, C., MARTEL, L. et CHASSÉ, R. (1993). *L'évaluation écotoxicologique dans le processus de prise de décision en environnement.* In : C.E. Delisle, Bouchard, M.A., Lauzon, L. Montréal, Qc, Association des Biologistes du Québec, 15: 87-96.

THOMANN, R.V. et CONNOLLY, J.P. (1984). Model of PCB in the Lake Michigan lake trout food chain. *Environmental Science &Technology*, 18: 65-71.

TOUSSAINT, M.W. (1995). A comparaison of standard acute toxicity tests with rapid-screening toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(5): 907-915.

TREMBLAY, L.-M. et CHASSÉ, Y. (1970). Le calcul d'erreur. *Introduction à la méthode expérimentale.* Montréal, Québec, Centre Éducatif et Culturel Inc., 23-44.

TRUHAUT, R. (1977). Ecotoxicology: Objectives, Principles and perspectives. *Evaluation of Toxicological Data for Protection of Public health.* W.J. Hunter and Smeets, J.G.P.M. Oxford, Pergamon Press, 151-173.

TUMEO, M.A. et ORLOB, G.T. (1988). Identification of Components of Variance in Environmental Models. *Advances in Environmental Modelling.* A. Marani. Amsterdam, The Netherland, Elsevier Science Publishers B.V., 13: p. 599-608.

TVERSKY, A. et KAHNEMAN, D. (1974). Judgement under uncertainty: Heuristics and biases. *Science*, 185: 1124-1131.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1985). Water Quality Criteria Documents; Availability. *Fed. Regist.* 50: 30784-30796.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1986). *Test Methods for Evaluating Solid Waste. Volume 1B: Laboratory Manual. Physical/ Chemical Methods.* Washington, DC, USA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1987). Toxic Substance Control Act Test Guidelines; Proposed Rules. *Fed. Reg.*, 52: 36334-36371.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1988). *Superfund exposure assessment manual.* Office of Remedial Response, EPA/540/1-88/001.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989a). *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A).* Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., EPA/540/1-89/002.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989b). *Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume II, Environmental Evaluation Manual.* Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC, EPA/540/1-89/001.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989c). Algal, *Selenastrum capricornutum*, Growth Test. *Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*. Corvalis, OR, Environmental Research Laboratory.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989d). Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference Document. Office of Research and Development, EPA 600/3-89/013.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989e). *Protocols for short term toxicity screening for hazardous waste sites.* Environmental Research Laboratory, Corvalis, OR, EPA/600/3-88/029.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1991). *Summary report on issues in ecological risk assessment.* Risk Assessment Forum, Washington, D.C., EPA/625/3-91/018.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992a). *Framework for Ecological Risk Assessment*. Risk Assessment Forum, Washington, D.C, EPA/630/R-92/001.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992b). *Report on Ecological Risk Assesment Guidelines Strategic Planning Workshop*. Risk Assessment Forum, Washington, D.C., EPA/630/R-92/002.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992c). *Peer Review Workshop Report on a Framework for Ecological Risk Assessment*. Risk Assessment Forum, Washington, D.C., EPA/625/3-91/022.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992d). *MMSOILS: multimedia contaminant fate, transport, and exposure model documentation and users guide.* Office of Research and Development, Washington, DC, USA,

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992e). *User's guide for industrial source complex (ISC2) dispersion model.* Office of Air Quality Planning and Standards, Technical Support Division, Research Triangle Park, North Carolina, USA, EPA-450/4-92-008a.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996). *Proposed guideline for ecological risk assessment*. Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R-95/002B.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1997). Method 8330: Nitroaromatics and nitramines by hight performance liquid chromatography (HPLC). In: *Test mthods for evaluating solid waste*, SW-836, update III; part 4:1 (B), Ofice of Solid Waste, Washington, DC.

URE, A.M., QUEVAUVILLER, P., MUNTEAU, H. et GRIEPINK, B. (1993). Speciation of heavy metals in Soils and Sediments. An Account of the Improvment and Harmonisation of Extraction Techniques Undertaken under the Auspice of the BCR of the Commission of the European Communities. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 51(135).

VAN GASTEL, C.A.M. et VAN STRAALEN, N.M. (1994). Ecotoxicological Test Systems for Terrestrial in Invertabrates. *Ecotoxicology of Soil Organisms*. M.H. Donker, Eijsackers, H. and Heimbach, F. Boca Raton, FL, USA, CRC Lewis Publishers, 205p.

VANDERLAAN, M., STANKER, L., WATKINS, B. et ROBERTS, D. (1991). Immunoassays for Trace Chemical Analysis: Monitoring Toxic Chemicals in Humans, Food and the Environment. *ACS Symp. Ser.*, 451.

VEMURI, V. (1978). *Modeling of Complex Systems - An Introduction*. New York, Academic Press, Inc.

VON FURSTENBERG, G.M. (1990). *Acting under uncertainty: multidisciplinary conceptions*. Norwell, Massachusetts, USA, Kluwer Academic Publishers.

WANG, L. et LANGARI, R. (1996). Complex systems modeling via fuzzy Logic. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics - Part B: Cybernetics*, 26(1): 100-106.

WANG, P. (1994). From inheritance to nonaxiomatic logic. *International J. Approx. Reason.*, 11(4): 281-319.

WANG, P. (1995). *Non-axiomatic reasoning system: exploring the essence of intelligence*. PhD Thesis. Indiana University. Indiana University.

WANG, P. (1996). Heuristics and normative models of judgment under uncertainty. *International Journal of Approximate Reasoning*, 14: 221-235.

WARFVINGE, P. et SVERDRUP, H. (1992). Calculating critical load of acid deposition with PROFILE - a steady-state soil chemistry model. *Water Air and Soil Pollution*, 63: 119-143.

WEBER, C.I. (1991). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Washington, DC, EPA/600-4-90/027.

WEBER, C.I. (1993). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-90/027F.

WEBER, C.I., HORNING, W.B., KLEMM, D.J., NEIHEISEL, T.W., LEWIS, P.A., ROBINSON, E.L., MENKEDICK, J.M. et KESSLER, F. (1988). *Shorth-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organims*. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA-600/4-87/028.

WEBER, C.I., PELTIER, W.H., NORBERG-KING, T.J., HORNING, W.B., KESSLER, F.A., MENKEDICK, J.M., NEIHEISEL, T.W., LEWIS, P.A., KLEMM, D.J., PICKERING, Q.H., ROBINSON, E.L., LAZORCHAK, J., WYMER, L.J. et FREYBERG, R.W. (1989). *Shorth-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organims*. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Modeling, Monitoring Systems, and Quality AssuranceEnvironmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-89/001.

WEEKS, J.M. (1995). The value of biomarkeurs for ecological risk assessment: academic toys or legislative tools? *Applied Soil Ecology*, 00: 000-000.

WEINBERG, G.M. (1975). *An Introduction to General Systems Thinking*. ew York, Jonh Wiley & Sons.

WHASHINGTON STATE (1989). *Procedure manual for the environmental laboratory accreditation program*. Whashington State Department of Ecology, Environmental Investigation and Loboratory Services Program, Quality Assurance Section, w/ Ch1 dtd 1/24/90.

WHEALAN, G., STRENGE, D.L., DROPPO, J.G., STEELMAN, B.L. et BUCK, J.W. (1987). *The remedial action priority system (RAPS): mathematical formulations*. Pacific Northwest Laboratory, Richland, Washington, USA, PNL-6200.

WHITE, A.V. et BURTON, I. (1980). *Environmental Risq Assessment, SCOPE 15*. New York, Wiley & Sons.

WILLIAMS, L.R. et PRESTON, J.E. (1983). Interim procedures for conducting the Salmonnella/ microsomal mutagenicity assay (Ames test). US EPA, Environmental Monitoring Laboratory, Las Vegas,

WILSON, E.O. et BOSSERT, W.H. (1971). *A primer of population biology*. Sunderland, MA, USA, Sinauer associates, Inc.

WON, W.D., HECKLET, R.J., GLOVER, D.J. et HOFFSOMMER, J.C. (1974). Metabolic disposition of 2,4,6-trinitrotoluene. Appl. Microbiol., 27: 513-516.

YERDLEY, R.B., LAZORCHAK, J.M. et GAST, L.C. (1996). The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(9): 1532-1537.

YINON, J. (1990). *Toxicity and Metabolism of Explosives*. Boca Raton, FL, CRC Press.

YOCCOZ, N.G. (1991). Use, overuse, and misuse of significance tests in evolutioary biology and ecology. *Bull. Eco. Soc. Amer.* 72: 106-11.

YOSHIDA, K., SHIGEOKA, T. et YAMAUCHI, F. (1987). Multiphase non-steady state equilibrum model for evaluation of environmental fate of organic chemicals. *Toxicol. Environ. Chem.*, 15: 159.

ZADEH, L.A. (1975). Fuzzy logic and approximate reasonning. *Synthese*, 30: 407-428.

ZADEH, L.A. (1965). Fuzzy sets. *Information and Control*, 8: 338-353.

ZADEH, L.A. (1978). Fuzzy sets as a basis for theory of possibility. *Fuzzy Sets and Systems*, 1: 3-28.

ZADEH, L.A. (1994a). Fuzzy logic, neural networks, and soft computing. *Communication of the ACM*, 37(3): 77-84.

ZADEH, L.A. (1994b). Soft computing and fuzzy logic. *IEEE Software*, (November): 48-56.

ZADEH, L.A. (1994c). The role of fuzzy logic in modeling, identification and control. *Modeling, Identification and Control*, 15(3): 191-203.

ZADEH, L.A. (1994d). Why the sucess of fuzzy logic is not paradoxial. *IEEE Expert*, (August): 46-46.

ZADEH, L.A. (1996). Fuzzy logic = computing with words. *IEEE Tansactions on Fuzzy Systems*, 4(2): 103-111.

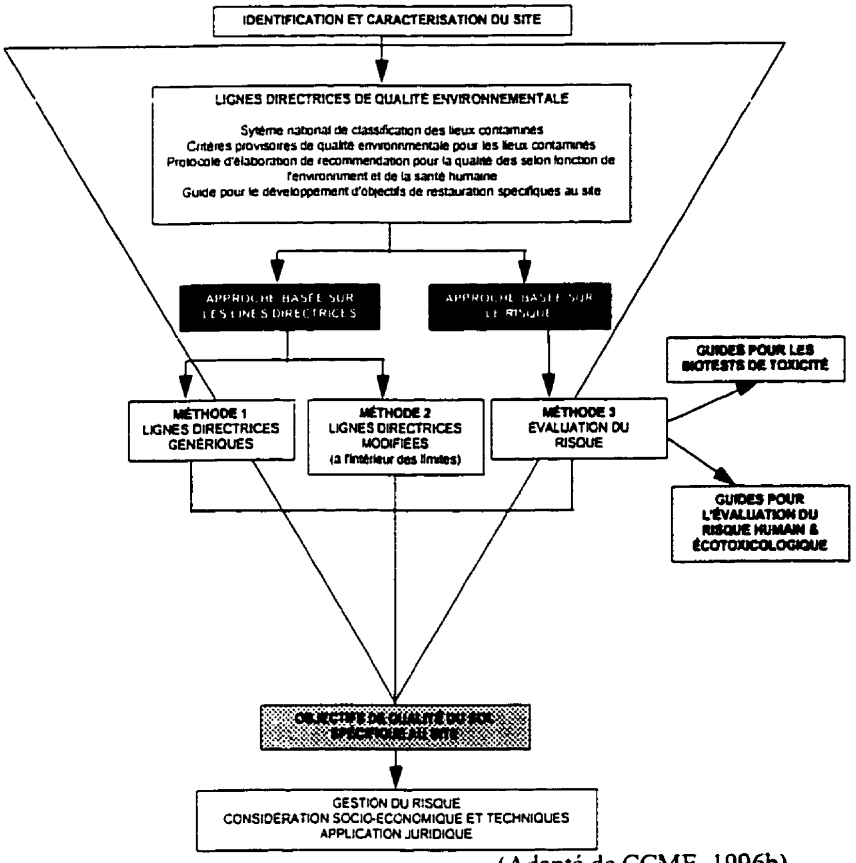
ZANNETTI, P., Ed. (1993). *Environmental modeling volume1: computer method and sofware for simulating environmental pollution and its adverse effects*. Essex, UK, Computational Mechanics Publications.

ZEBDA, A. (1984). The investigation of cost variance: a fuzzy set theory approach. *Dec. Sci.*, 359-389.

ZEIGLER, B.P., ELZAS, M.S., KLIR, G.J. et TUNCER, O.I. (1979). *Methodology in system Modelling and Simulation*. New York, North-Holland Publishing Company.

# ANNEXE I

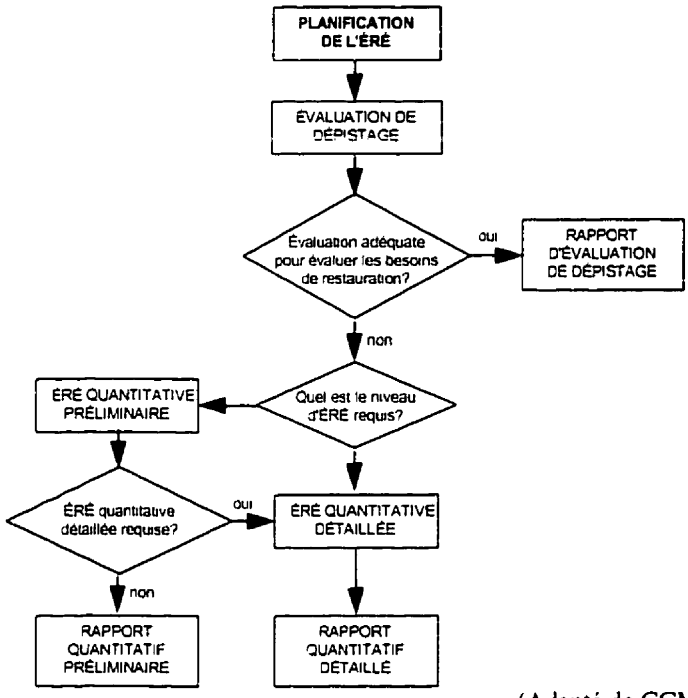
## Cadre de travail national pour l'évaluation et la restauration des sites contaminés




(Adapté de CCME, 1996b)

# ANNEXE II

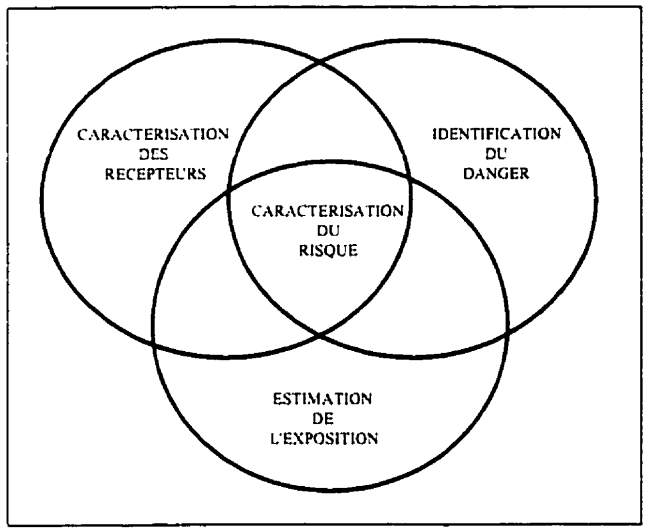
## Cadre de travail national pour l'ÉRÉ




(Adapté de CCME, 1996a)

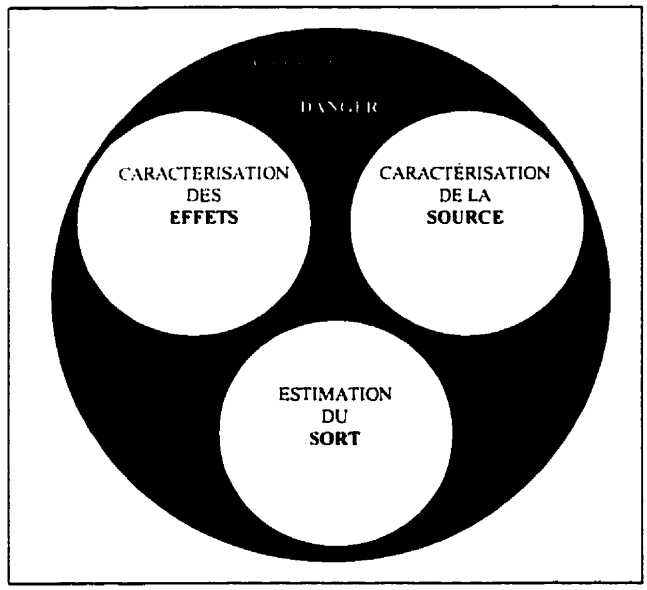
# ANNEXE III

## Cadre conceptuel de l'ÉRÉ




(Adapté de CCME, 1996a)

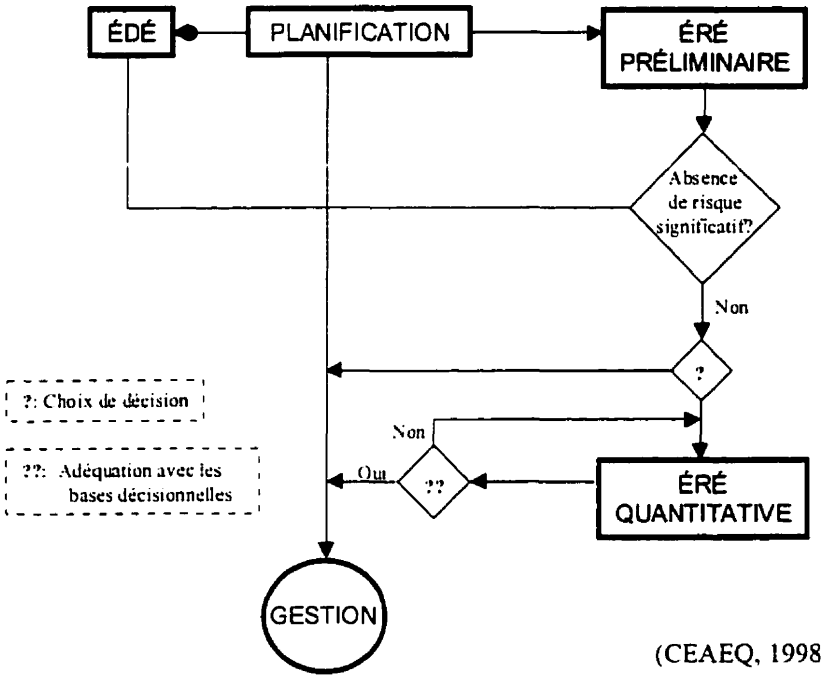
## Cadre conceptuel de l'ÉDÉ




(Chassé *et al.*, 1996)

# ANNEXE IV

## Démarche générale de la PÉRÉ




(CEAEQ, 1998)

# ANNEXE V

## Les analyses chimiques et physiques

| Catégorie | | Analyses | Méthodes |
|---|---|---|---|
| Caractéristiques physiques | | Granulométrie | BNQ-2560-040 |
| | | Sédimentométrie | BNQ-2501-025 |
| | | Limites d'Atterberg | CAN/BNQ-2501-092-M86 |
| | | Taux d'humidité | SM 2540.B (APHA, 1992) |
| | | Capacité d'échanges cationiques | Chapman 57-3 |
| | | Cations échangeables | Agdex 533, ME-1 |
| | | pH | Agdex 533, ME-1<br>Méthode 9040A (U.S. EPA, 1990) |
| | | Conductivité | Méthode 9050A (U.S. EPA, 1990) |
| | | Teneur en matière organique | SM 2540.E (APHA, 1992) |
| | | Potentiel de génération acide et capacité tampon | Ducan, 1975 |
| | | Minéralogie | Diffraction R-X |
| Macropolluants | | Azote total; Azote ammoniacal; Nitrite; Nitrate<br>Phosphore total; Orthophosphate | SM 4500 (APHA, 1992) |
| Micropolluants | Inorganiques | Ag, Ba,Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Sn, Zn | SM 3120 (APHA, 1992);<br>Méthode 6010 (U.S. EPA, 1990) |
| | | As, Se | SM 3114 (APHA, 1992);<br>Méthode 6010 (U.S. EPA, 1990) |
| | | Hg | SM 3112B (APHA, 1992);<br>Méthode 7470A (U.S. EPA, 1990);<br>Méthode 7471A (U.S. EPA, 1990) |
| | | Sulfures | MOE |
| | | Cyanures totaux | SM 45.C-F (APHA, 1992);<br>Méthode 9012 (U.S. EPA, 1986) |
| | | Fluorures | Méthode 340.2 (U.S. EPA, 1983) |

# ANNEXE V (suite)

## Les analyses chimiques et physiques (suite)

| Catégorie | | Analyses | Méthodes |
|---|---|---|---|
| Micropolluants | Hydrocarbures aromatiques polycyliques (HAP) | Naphtalène;Acénaphtylène; Acénaphtène; Fluorène; Phénanthrène; Anthracène; Fluoranthène; Pyrène; Benzo(a) anthracène; Chryzène; Benzo(b,j,k) fluoranthène Benzo(a)pyrène; Indéno(1,2,3-c,d) pyrène; Dibenzo (a,h) anthracène; Benzo(g,h,i) pérylène | Méthode 8270B (U.S. EPA, 1990) |
| | Composés aromatiques monocyclyques | Benzène; Éthylbenzène; Toluène; Chlorobenzène; 1,2-dichlorobenzène; 1,3-dichlorobenzène; 1,4-dichlorobenzène; Xylène; Styrène | Méthode 8240B (U.S. EPA, 1990); Méthode 8260A (U.S. EPA, 1990); Méthode 502.2 (U.S. EPA, 1989) |
| | Composés phénoliques | 2,4 diméthylphénol; 2,4 dinitrophénol; 2-nitrophénol; 4-nitrophénol; Phénol; Crésols; Chlorophénols; 2,4-dichlorophénol; 2,4,6-trichlorophénol; Pentachlorophénol | Méthode 8270B (U.S. EPA, 1990); SM 6410B (APHA, 1992); SM 6420B (APHA, 1992) |
| | Hydrocarbures chlorés | Chloroforme; 1,1-dichloroéthane; 1,2 -dichloroéthane; 1,1-dichloroéthène; dichlorométhane; 1,2-dichloropropane; 1,1,2,2-tetrachloroethane; tetrachloroéthène; Tetrachlorure de carbone;Trichloroéthène; 1,1,1,-trichloroéthane; 1,1,2-trichloroéthane; 1,2,3-Trichlorobenzène; 1,2,4-Trichlorobenzène; 1,2,5-Trichlorobenzène; 1,3,5-Trichlorobenzène; 1,2,3,4-tetrachlorobenzène; 1,2,3,5-tetrachlorobenzène; 1,2,4,6-tetrachlorobenzène; Pentachlorobenzène; Hexachlorobenzène; hexachlorocyclohexane | Méthode 502.2 (U.S. EPA, 1989); Méthode 524.2 (U.S. EPA, 1989); Méthode 8240B (U.S. EPA, 1990); Méthode 8070B (U.S. EPA, 1990) |
| | | Dibenzodioxines polychlorées (PCDDs) & Dibenzofuranes polychorées (PCDFs) | Méthode 8280 (U.S. EPA, 1990); Méthode 8290 (U.S. EPA, 1990) |
| | Aromatiques chlorés sans oxygène | Arochlore1242; Arochlore 1248; Arochlore1254; Arochlore 1260 | MENVIQ (89.07/410 BPC 1.2); Méthode 8070B (U.S. EPA, 1990); Méthode 8080B (U.S. EPA, 1990) |
| | Plastifiers | Phtalates | Méthode 8270B (U.S. EPA, 1990) |
| | Pesticides | Organochlorés (ex.: DDT, Endrine, Lindane) | Méthode 8080B (U.S. EPA, 1990); Méthode 505 (U.S. EPA, 1989) |
| | | Carbamates (ex.: Carbaryl, Carbofuranes) | MENVIQ; Méthode 531.1 (U.S. EPA, 1989) |
| | | Dérivés des acides chlorophénoxy carboxyliques | MENVIQ 8150 |
| | | Organophosphorés (ex.: Diazinon, Parathion) | MENVIQ 8140; Méthode 507 (U.S. EPA, 1989) |
| | | Dérivés de pyridylium (ex.: Diquat, Paraquat) Trichloroacétates (ex.: Pichlorame) | MENVIQ |

# ANNEXE VI

## Les mesures toxicologiques

| Catégorie | Niveau trophique | Analyse | Méthodes |
|---|---|---|---|
| Toxicité terrestre | Invertébté | Mortalité - Ver de terre (*Eiseinia feotida*) | EPA, 1989; OCDE, 1993; ISO, 1993 |
| | | Mortalité (papier filtre) - Ver de terre (*Eiseinia feotida*) | OCDE, 1993 |
| | | Reprooduction - Ver de terre (*Eiseinia feotida*) | ISO (draft) |
| | Macrophyte | Germination - Laitue (*Lactuca sativa*) | EPA, 1989; AFNOR, 1982 |
| | | Germination - Orge (*Ordeum vulgare*) | AFNOR, 1982 |
| | | Germination - Cresson (*Lepidium sativum*) | AFNOR, 1982 |
| | | Élongation radiculaire - Laitue (*Lactuca sativa*) | EPA, 1989 |
| | | Croissance - Orge (*Ordeum vulgare*) | OCDE, 1993 |
| | | Croissance - Cresson (*Lepidium sativum*) | OCDE, 1993 |
| Toxicité aquatique | Bactérie | Bioluminescence - Microtox (*Vibrio fisheri*) | Env. Canada, 1992; BNQ, 1987 |
| | Microphyte | Croissance - Algue (*Selenastrum capricomutum*) | EPA, 1989; Env. Canada, 1992 |
| | Invertébré | Mortalité - Daphnie (*Daphnia magna*) | Env. Canada, 1990; |
| | | Survie & croissance - Ceriodaphnia (*Ceriodaphnia dubia*) | Env. Canada, 1992 |
| | Vertébré | Mortalité - Méné tête-de-boule (*Pimephales promelas*) | EPA, 1991 |
| | | Survie & croissance - Méné tête-de-boule (*P. promelas*) | EPA, 1989; Env. Canada, 1992 |
| Génotoxicité | Bactérie | Test de fluctuation (*Salmonella typhimurium*) | MOE, 1991; Env. Canada, 1997* |
| | | Test de Ames (*Salmonella typhimurium*) | EPA, 1983 |
| | | SOS Chromotest (*Escherichia coli*) | Env. Canada, 1993* |

* Protocole interne;

*Protocol interne

# ANNEXE VII

## Modèles mécanistiques de transport et de devenir environnemental

| Type | Nom | Application/portée | | Références |
|---|---|---|---|---|
| | | Usages | Produits chimiques | |
| Aquatique | *EXAMS* | Estimer les concentrations dans l'eau de surface (analyse détaillée) | Composés organiques | Burns *et al.*, 1981<br>Burns et Cline, 1985 |
| | *Persistence* | Estimation du devenir de divers contaminants organiques libérés dans l'environnement aquatique | Pesticides; composés organiques | Roberts *et al.*, 1982<br>Asher *et al.*, 1985 |
| | *QWASI* | Devenir des contaminants libérés dans un écosystème aquatiques | Composés organiques | Mackay *et al.*, 1983 |
| | *FOAM* | Devenir des contaminants libérés dans un écosystème aquatique en fonction du temps; exposition | HAP | Bartell, 1984 |
| | *EXWAT* | Décrire le devenir des contaminants dans l'eau | Général | OCDE, 1989 |
| | *MINTEQAI* | Spéciation des métaux dans l'eau de suface et souterraine | Métaux | Brown et Allison, 1987 |
| | *IFEM* | Devenir/ effets des contaminants libérés dans un écosystème aquatique (préliminaire ou détaillée) | HAP | Bartell *et al.*, 1992 |
| Terrestre | *PESTAN* | Devenir des pesticides dans le sol | Pesticides | Enfield *et al.*, 1982 |
| | *PRZM* | Prédire la concentration d'un pesticide dans l'eau souterraine | Pesticides | Carsel *et al.* 1984 |
| | *SESOIL* | Devenir des contaminants dans le sol | Général | Bonazountas et Wagner, 1984; OCDE, 1989; Scott et Hetrick, 1993 |
| Atmospheric | *ISLT* | Estimer la dispersion des contaminants | Volatiles | Benson, 1984 |
| | *PC-AQPAC* | Évaluation de la qualité de l'air (analyse préliminaire) | Liquide organiques; gaz inflam. | Havens et Spicer, 1985<br>Daggupaty, 1988 |
| | *CALINE4* | Estimer la dispersion des contaminants | Volatiles | US EPA, 1992 |
| Rémédiation | *RAPS* | Évaluation des déchets chimiques et radioactifs dans les sites contaminés | Général | Whelan et al., 1987 |
| | *AERIS* | Évaluation de risque multimédia et estimation de concentrations à proximité des sites contaminés | Général | Senes Consultants, 1989 |
| | *STF* | Devenir des contaminants dans le sol et l'eau souterraine; exposition | Composés organiques; métaux lourds | Donley et Deschambault, 1993; US EPA, 1993 |
| Déversement | *POSSM* | Évaluer le devenir de déversements de produits chimiques | Général | Brown et Silver, 1986 |

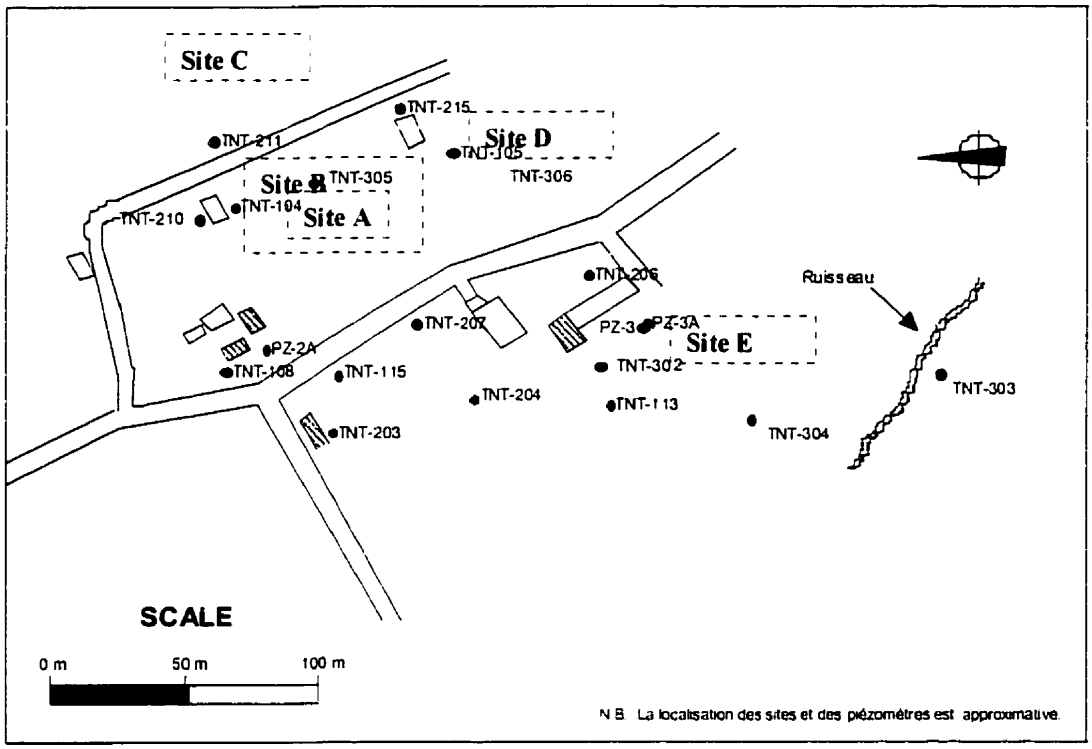
# ANNEXE VII (suite)

## Modèles mécanistiques de transport et de devenir environnemental (suite)

| Type | Nom | Application/portée | | Références |
|---|---|---|---|---|
| | | Usages | Produits chimiques | |
| Multimédia | *TOXSCREEN* | Potentiel de transport et d'accumulation de produits chimiques dans l'air, l'eau, le sol et le biote | Composés organiques | Hetrick et McDowell-Boyer, 1983 |
| | *GEOTOX* | Simuler le mouvement et la transformation de produits chimiques dans huit compartiments; Identification du danger | Métaux lourds; composés organiques | McKone et Layton, 1986 |
| | *MNSEM* | Prédire le devenir de contaminants organiques | Composés organiques | Yoshida *et al.*, 1987 |
| | *EEP* | Potentiel d'exposition à de nouveau produits chimiques (OCDE) | Composés organiques | Klein *et al.*, 1988 |
| | *SMCM* | Décrire le devenir des contaminants dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments | Général | Cohen, 1989 |
| | *ENPART* | Évaluation préliminaire de produits chimiques (US EPA) | Composés organiques | OCDE, 1989 |
| | *SIMPLESAL* | Évaluation préliminaire de produits chimiques | Composés organiques; métaux lourds | OCDE, 1989 |
| | *FMAAP* | Pesticide appliqué par voie aérienne | Pesticides | Kishida *et al.*, 1990 |
| | *MULTIMED* | Transport et transformation de contaminants provenant sites d'entreposage de déchets | Composés organiques | US EPA (GEMS) |
| | *UTM-TOX* | Dispersion des contaminants dans l'air, l'eau de surface et le sol | Composés organiques | US EPA (GEMS) |
| | *SGELG* | Estimer les concentrations multimédias des contaminants | Général | Nair *et al.*, 1990 |
| | *BIOTRAC* | Transport et transformation de contaminants provenant de sites d'enfouissement | Métaux lourds stables | Stephen et Main, 1991 |
| | *Fug3ONT* | Simuler la distribution relative multimédia de composés organiques | Organiques non ioniques | Mackay et Paterson, 1991 |
| | *MMSOILS* | Estimer les concentrations multimédias des contaminants | Général | US EPA, 1992 |
| | *CalTOX* | Estimer les concentrations de contaminants dans sept compartiments | Organiques non ioniques | McKone, 1993 |
| | *SOILFUG* | Devenir et transport des pesticides appliqués par voie terrestre | Pesticides | Di Guardo et al., 1994 |
| | *MEPAS* | Estimer les concentrations multimédias des contaminants | Général | Buck *et al.*, 1995 |

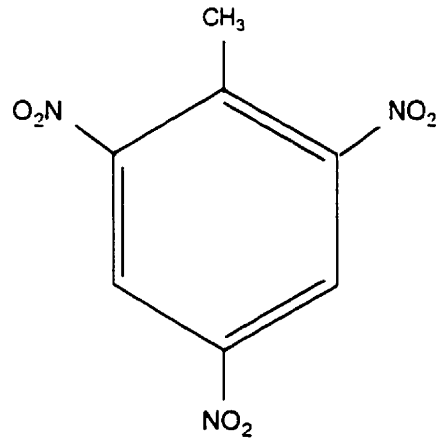
# ANNEXE VIII

## Plan de localisation des sites et des piézomètres



# ANNEXE IX

## Formule structurale du TNT



# ANNEXE X

## Propriétés physico-chimiques du TNT

| Propriété | Valeur[a] |
|---|---|
| Nom: | 2,4,6-Trinitrotoluène |
| No. CAS: | 118-96-7 |
| Formule moléculaire: | $N_3O_6C_7H_5$ |
| Poids moléculaire (g/mol): | 227.15 |
| Constante de Henri ($K_H$; atm-$m^3$/mole, 25°C): | $1.10 \times 10^{-8}$ |
| Apparence: | Existe sous forme de cristaux incolores ou d'aiguilles jaunes[b] |
| Point de fusion (°C): | 80.75 |
| Chaleur de fusion (cal/g): | 23.5 |
| Densité (g/$cm^3$): | 1.65 |
| Solubilité (g/100g): | |
| Eau (20°C): | 0.0130[b] |
| Ethanol (20°C): | 1.23[b] |
| Éther (20°C): | 3.29[b] |
| Chloroforme (20°C): | 19[b] |
| Toluène (20°C): | 55[b] |
| Benzène (20°C): | 67[b] |
| Acétone (20°C):: | 109[b] |
| Point d'éclair (°C): | 300[b] |
| Énergie d'activation (kcal/mol): | 34.18[b] |
| Hygroscopicité: | Pratiquement non hygroscopique. Absorbe 0.03% d'eau dans une atmosphère de 90% d'humidité relative à 30 °C[b] |
| Pression de vapeur: | $1.99 \times 10^{-4}$ (mm Hg, 20°C) |
| | $5.51 \times 10^{-6}$ (Torr, 25°C) |
| | 0.043 (Torr, 81°C)[b] |
| | 0.105 (Torr, 100°C)[b] |
| | 3.0 (Torr, 150°C)[b] |
| | 10.5 (Torr, 200°C)[b] |
| | 64.9 (Torr, 250°C)[b] |

## ANNEXE X (suite)

### Propriétés physico-chimiques du TNT (suite)

| Propriété | Valeur[a] |
|---|---|
| Coefficient de diffusion dans l'air ($m^2/s$): | $5.9 \times 10^{-6c}$<br>$6.4 \times 10^{-6}$ |
| Coefficient de diffusion dans l'eau ($m^2/s$): | $5.8 \times 10^{-10c}$<br>$6.71 \times 10^{-10}$ |
| Coefficient de partage octanol-eau ($K_{ow}$): | 39.8[c] - 100 |
| Coefficient de partage carbone-organique ($K_{oc}$): | 525 |
| Coefficient de partition ($K_p$): | 4 - 53[d] |
| Coefficient de partition - sol/ plante (masse sèche; $K_{sp}$): | 6.3[c] |
| Demi-vie/ air (d): | 0.15 - 184[d] |
| Demi-vie/sol de surface (d): | 0.1 - 184[d] |
| Demi-vie/ rhizosphère (d): | 19 - 184[d] |
| Demi-vie/ vadose (d): | 19 - 184[d] |
| Demi-vie/ eau souterraine (d): | 19 - 25[d] |
| Facteur de biotransfert ($B_t$)- bétail, viande/ diète (jour/kg): | $7.2 \times 10^{-6c}$ |
| Facteur de biotransfert ($B_k$)- bétail, lait/ diète (jour/kg): | $6.5 \times 10^{-6c}$ |
| Isomères: | 2,4,6- (α-)Trinitrotoluène (TNT); point de fusion : 80.65°C[b]<br>2,4,6- (β-)Trinitrotoluène (TNT); point de fusion : 112°C[b]<br>2,4,6- (γ-)Trinitrotoluène (TNT); point de fusion : 104°C[b]<br>2,4,6- (δ-)Trinitrotoluène (TNT); point de fusion : 137.5°C[b]<br>2,4,6- (ε-)Trinitrotoluène (TNT); point de fusion : 97.2°C[b]<br>2,4,6- (η-)Trinitrotoluène (TNT); point de fusion : 111°C[b] |

[a] Valeur tirée de Rosenblatt *et al.* (1991), lorsque non spécifié; [b] Valeur tirée de Yinon (1990); [c] Valeur tirée de Daniels et Knezovich (1994); [d] Valeurs tirées de Talmage et Opresko (1995).

# ANNEXE XI

## Facteur de bioconcentration (FBC) pour les espèces terrestres du TNT

| Espèce | FBC | Référence |
|---|---|---|
| Plantes | 35.7 (racines)<br>0.65 (feuilles)<br>4.75 (rhizomes)<br>3.45 (tubercule) | Palazzo et Leggett, 1986 |
| Invertébrés | Inconnu | |
| Mammifères | Faible potentiel<br>20.55[b] | ASTDR, 1993<br>Talmage et Opresko, 1995. |
| Oiseaux | Inconnu | |
| Boeuf, graisses/diète: | 0.0029[a] | Rosenblatt *et al.*, 1991 |

[a]Valeur calculée à partir du log $K_{ow}$ et de l'équation de Kenaga (1980); [b]Valeur calculée à partir du log $K_{ow}$ et de l'équation suivante: log FBC=0.76 log $K_{ow}$ - 0.23 (Howard et Boethling, 1993)

## Facteur de bioconcentration (FBC) dans les espèces aquatiques du TNT

| Espèce | FBC | Référence |
|---|---|---|
| Poisson | 8.95<br>10.0<br>20.5 | Rosenblatt *et al.*, 1991<br>Daniels et Knezovich, 1994<br>Liu *et al.*, 1983 |
| Algue verte (*Selenastrum capricornutum*) | 453 | Liu *et al.*, 1983 |
| Daphnie (*Daphnia magna*) | 209 | Liu *et al.*, 1983 |
| Oligochaete (*Lumbricus variegatus*) | 202 | Liu *et al.*, 1983 |
| Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) | 338 (viscère)<br>9.5 (muscles) | Liu *et al.*, 1983 |

# ANNEXE XII

## Résultats d'études de toxicité du TNT avec des organismes terrestres

### Résultats d'études de toxicité du TNT avec des micro-organismes terrestres.

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Conc. | Unités | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Salmonella tiphimurium* | 5 d | mutagénicité (+S9) | CMEO | 1.1 | mg/L | Renoux *et al.*, 1997 |
| | 5 d | mutagénicité (-S9) | CMEO | 11.1 | mg/L | Renoux *et al.*, 1997 |
| Bactérie PJH1 | 7 d | Croissance | CMEO | 2.5 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| Bactérie PJH2 | 7 d | Croissance | CMEO | 5 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| | 7 d | Croissance | $CE_{50}$ | 7.5 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| Bactérie PJH6 | 7 d | Croissance | CMEO | 2.5 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| | 7 d | Croissance | $CE_{50}$ | 7.5 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| Bactérie PJH1 | 7 d | Croissance | CMEO | 10 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| | 7 d | Croissance | $CE_{50}$ | 50 | µg/ml | Bennet *et al.*, 1995 |
| Bactérie Gram+ (*Bacillus sp.*) | 24-48 h | Croissance | $CE_{50}$ | 50 | mg/L | Klausmeier *et al.*, 1974 |
| Bactérie Gram+ | 24 h | Croissance | CMEO | 50 | mg/L | Klausmeier *et al.*, 1974 |
| Fungi | 7 d | Croissance | CMEO | 20 | mg/L | Osmon *et al.*, 1972 |
| | 7 d | Croissance | CMEO | 20 | mg/L | Klausmeier *et al.*, 1974 |
| Levures | 48 h | Croissance | CMEO | 20 | mg/L | Osmon *et al.*, 1972 |
| | 48 h | Croissance | CMEO | 20 | mg/L | Klausmeier *et al.*, 1974 |
| Actinomycètes | 7 d | Croissance | CMEO | 20 | mg/L | Osmon *et al.*, 1972 |
| | 7 d | Croissance | $CE_{50}$ | 50 | mg/L | |

## ANNEXE XII (suite)

**Résultats d'études de toxicité du TNT avec des macrophytes terrestres.**

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Conc. | Unités | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fève (*Phaseolus vulgaris*) | | Croissance | CSEO | 10 | mg/kg | Cataldeo *et al.*, 1989 |
| | | Croissance | $CE_{50}$ | 60 | mg/kg | Cataldeo *et al.*, 1989 |
| Trèfle rouge (*Trifolium pratese*) | 49 d | Croissance | CMEO | 3 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |
| Lotier (*Lotus cornicalus*) | 49 d | Croissance | CMEO | 3 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |
| Luzerne (*Meticago sativa*) | 49 d | Croissance | CMEO | 3 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |
| Laitue (*Lactuca sativa*) | 72 h | Croissance | $CE_{50}$ | 2.55 | µg/ml | Renoux *et al.*, 1997 |
| Laitue (*Lactuca sativa*) | 72 h | Croissance | $CE_{50}$ | 2.34 | mg/L | Toussaint *et al.*, 1995 |
| Blé (*Triticum aestivum*) | | Croissance | CMEO | 30 | mg/kg | Cataldeo *et al.*, 1989 |
| | | | $CE_{50}$ | 60 | mg/kg | Cataldeo *et al.*, 1989 |
| Gazon Blando broom (*Bromus mollis*) | | Croissance | CMEO | 30 | mg/kg | Cataldeo *et al.*, 1989 |
| | | | $CE_{50}$ | 60 | mg/kg | Cataldeo *et al.*, 1989 |
| Gazon Palmer Per. (*Lolium perennes*) | 49 d | Croissance | CMEO | 3 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |
| Gazon Pennlate orch. (*Dactilis glomera*) | 49 d | Croissance | CMEO | 3 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |
| Gazon Kentucky (*Poa pratensis*) | 49 d | Croissance | CMEO | 3 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |
| Gazon Tall fescue (*Festica arundinacea*) | 14 d | Croissance | CMEO | 7.5 | mg/L | Peterson *et al.*, 1996 |
| | 14 d | Germination | CMEO | 42 | mg/kg | Li *et al.*, 1997 |
| Yellow nutseed (Cyperus esculentus) | 35 d | Croissance | CMEO | 2 | mg/L | Palazzo et Legget, 1986 |
| | 42 d | Croissance | CMEO | 5 | mg/L | Palazzo et Legget, 1988 |

## ANNEXE XII (suite)

**Résultats d'études de toxicité du TNT avec des invertébrés terrestres.**

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Conc. | Unités | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Vers de terre (*Eisenia foetida*) | 14 d[a] | Létalité | $CL_{50}$ | 325 | mg/kg | Phillips *et al.*, 1993 |
| | 14 d[a] | Létalité | CMEO | 150 | mg/kg | Phillips *et al.*, 1993 |
| | 14 d[b] | Poids | CMEO | 140 | mg/kg | Phillips *et al.*, 1993 |
| | 14 d[a] | Létalité | CMEO | 260 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998a |
| | | | $CL_{50}$ | 222.4 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998a |
| | 14 d[b] | Létalité | CMEO | 420 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998a |
| | | | $CL_{50}$ | 364.9 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998a |
| | 28 d[c] | Létalité | CMEO | >881 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998c |
| | 28 d[c] | Croissance | CMEO | 881 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998c |
| | 28 d[c] | Fragilité cellulaire[d] | CMEO | 55 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998e |
| | 56 d[c] | Reproduction | CMEO | 110 | mg/kg | Robidoux *et al.*, 1998c |
| | 48 h[e] | Létalité | CMEO | 1.42 | $\mu g/cm^2$ | Robidoux *et al.*, 1998a |
| | | | $CL_{50}$ | <1.42 | $\mu g/cm^2$ | Robidoux *et al.*, 1998a |
| | 72 h[e] | Poids | CMEO | 3.5 | $\mu g/cm^2$ | Robidoux *et al.*, 1998a |
| Mites oribatides | 7 d | Létalité | CMEO | 200 | mg/kg | Pamelee et Legget, 1988 |
| Protigmata | 7 d | Létalité | CMEO | 200 | mg/kg | Pamelee et Legget, 1988 |

[a] Étude aiguë, TNT/sol forestier; [b] Étude aiguë, TNT/ sol artificiel OCDE; [c] Étude chronique; TNT/ sol artificiel OCDE; [d] Temps de rétention du rouge neutre dans les celeomocytes, TNT/sol artificiel OCDE.[e] Étude aiguë; 1 ml de solution TNT/ acetonitrile sur papier filtre 60 $cm^2$; [f] Temps de rétention du rouge neutre dans les celeomocytes; 1 ml de solution TNT/ acetonitrile sur papier filtre 60 $cm^2$.

## ANNEXE XII (suite)

**Résultats d'études de toxicité du TNT avec des mammifères terrestres.**

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Conc. | Unités | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Chien | 15 sem. | Létalité | CMEO | 5 | mg/kg/d | Voegtlin, 1922 |
| | 15 sem. | neuromusculaire | CMEO | 5 | mg/kg/d | Dilley *et al.*, 1982 |
| | 15 sem. | lésions organes | CMEO | 5 | mg/kg/d | Dilley *et al.*, 1982 |
| Chien (beagle) | 13 sem. | Poids organes & hématopath. | CMEO | 20 | mg/kg/d | Dilley *et al.*, 1982 |
| | 25 sem. | Dégats au foie | CMEO | 0.5 | mg/kg/d | DOD, 1983 |
| | 25 sem. | Poids foie, rate, enzymes | CMEO | 0.5 | mg/kg/d | Levine *et al.*, 1990 |
| | 26 sem. | Anémie, moelle osseuse | CMEO | 8 | mg/kg/d | Levine *et al.*, 1990 |
| | 26 sem. | Général | CMEO | 28 | mg/kg/d | Lee *et al.*, 1975 |
| Souris B6C3F1 (*Mus musculus*) | 24 mois | poids | CMEO | 10 | mg/kg/d | Furedi *et al.*, 1981 |
| | 24 mois | poids | CMEO | 10 | mg/kg/d | Furedi *et al.*, 1984 |
| Souris Swiss-Webster (*Mus musculus*) | 13 sem. | Poids organes & hématopath. | CMEO | 190.5 | mg/kg/d | Dilley *et al.*, 1982 |
| | 13 sem. | Général | CMEO | 35.7 | mg/kg/d | DOD, 1978 |
| Rat Fisher 344 (*Rattus norveginicus*) | 13 sem. | Nourriture ingérée | CMEO | 25 | mg/kg/d | Levine *et al.*, 1981 |
| | 24 mois | Rate, rein, moelle osseuse | CMEO | 2 | mg/kg/d | Furedi *et al.*, 1981 |
| | 13 sem. | Poids foie & hématopath. | CMEO | 25 | mg/kg/d | Levine *et al.*, 1984 |
| | 13 sem. | Poids | CMEO | 120 | mg/kg/d | Levine *et al.*, 1990 |
| Rat Sprague-Dawley (*Rattus norveginicus*) | 13 sem. | Poids organes | CMEO | 35.6 | mg/kg/d | Dilley *et al.*, 1982 |
| | 13 sem. | Général | CMEO | 7.4 | mg/kg/d | DOD, 1978 |

# ANNEXE XIII

## Résultats d'études de toxicité du TNT avec des organismes aquatiques

### Résultats d'études de toxicité du TNT avec des micro-organismes aquatiques.

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Conc. | Unités | Référence |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *Vibrio fisheri* | 15 min. | luminescence | $IC_{50}$ | 2.81 | mg/L | Jonhson *et al.*, 1994 |
| | 30 min. | luminescence | $IC_{50}$ | 2.57 | mg/L | Jonhson *et al.*, 1994 |
| | 15 min. | luminescence | CMEO | 0.15<br>0.034 | µM<br>mg/L | Sunahara *et al.*, 1998b |
| | 15 min. | luminescence | $IC_{20}$ | 0.5<br>0.11 | µM<br>mg/L | Sunahara *et al.*, 1998b |
| | 15 min. | luminescence | $IC_{50}$ | 4.2<br>0.95 | µM<br>mg/L | Sunahara *et al.*, 1998b |

## ANNEXE XIII (suite)

**Résultats d'études de toxicité du TNT avec des microphytes aquatiques.**

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré[a] | Réponse mesurée | Concentration (mg/L) | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Algue bleue-verte (*Microcystis aeruginosa*) | 24 h | Mortalité | 100% | 8 | Fitzgerald *et al.*, 1952 |
| Algue bleue-verte (*Microcystis aeruginosa*) | 14d | Croissance | CMEO | 4.1 | Liu *et al.*, 1983 |
| Algue bleue-verte (*Microcystis aeruginosa*) | 15 d | Croissance | CSEO | 15 | Smock *et al.*, 1976 |
| | | Croissance | CMEO | 25 | |
| Algue bleue-verte (*Anabaena flos-aquae*) | 14 d | Croissance | CSEO | 8.2 | Liu *et al.*, 1983 |
| Algue verte (*Scenedesmus quadricauda*) | 16 h | Croissance | CSE | 1.6 | Bringmann et Kuehn, 1980 |
| Algue verte (*Selenastrum capricornutum*) | 7d | Croissance | 12%<br>56% | 1.0<br>2.5 | Won *et al.*, 1983 |
| Algue verte (*Selenastrum capricornutum*) | 14d | Croissance | $CE_{50}$ | 1.5 | Bailey, 1982 |
| Algue verte (*Selenastrum capricornutum*) | 14d | Croissance | CMEO | 4.1 | Liu *et al.*, 1983 |
| Algue verte (*Selenastrum capricornutum*) | 17d | Croissance | CSEO | 3 | Smock *et al.*, 1976 |
| | | Croissance | CMEO | 7 | |
| Diatomée (*Navicula pelliculosa*) | 11 d | Croissance | CMEO | 18 | Liu *et al.*, 1983 |

[a] Tests réalisés en conditions statiques

## ANNEXE XIII (suite)

### Résultats d'études de toxicité du TNT avec des macrophytes aquatiques.

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré[a] | Réponse mesurée | Concentration (mg/L) | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Plante vasculaire (*Lemna perpusilla*) | 11 d | Croissance | CSEO | 0.5 | Schott et Worthley, 1974 |
| | | Croissance | CMEO | 1.0 | |
| | | Mortalité | CMEO | 5 | |

[a] Tests réalisés en conditions statiques

### Résultats d'études de toxicité du TNT avec des invertébrés aquatiques.

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Concentration (mg/L) | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Rotifère (*Brachionus calyciflorus*) | 24 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 9.1[a] | Snell et Moffat, 1992 |
| Rotifère (*Brachionus calyciflorus*) | 24 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 5.6[a] | Toussaint *et al.*, 1995 |
| Oligocheate (*Lumbricus variegatus*) | 48 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 5.2[a] | Liu *et al.*, 1983b |
| | | | | >29.0[b] | |
| Daphnie (*Daphnia magna*) | 48 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 11.7[a] | Liu *et al.*, 1983ab |
| | | | | >4.4[b] | |
| Éphémère (*Hyallela azteca*) | 48 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 6.5[a] | Liu *et al.*, 1983b |
| | | | | >4.4[b] | |
| Moucheron (*Tanytarsus dissimilis*) | 48 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 27.0[a] | Liu *et al.*, 1983b |
| Rotifère (*Brachionus calyciflorus*) | 24 h | Reproduction | CSEO | 9.1[a] | Snell et Moffat, 1992 |
| | | | CMEO | 5.0[a] | |
| | | | $CE_{50}$ | 4.0[a] | |
| Daphnie (*Daphnia magna*) | 28 d | Mortalité | CSEO | 1.03[b] | bailey *et al.*, 1985 |
| | | Reproduction | CSEO | 0.48[b] | |
| | | | CMEO | 1.03[b] | |

[a] Tests réalisés en conditions statiques; [b] Test réalisé en conditions dynamiques

## ANNEXE XIII (suite)

**Résultats d'études de toxicité aiguë du TNT avec des poissons.**

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Concentration (mg/L) | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 2.4[a]<br>3.3[b] | Liu *et al.*, 1983ab |
| Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 2.3[a,c]<br>2.3[a,d]<br>2.7[a,e]<br>2.8[a,f] | Pederson, 1970 |
| Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 2.6[a] | Nay *et al.*, 1974 |
| Crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 2.6[a]<br>3.4[a]<br>2.5[b] | Liu *et al.*, 1983ab |
| Mené tête-de boule (*Pimephales promelas*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 2.58[b] | Smock *et al.*, 1976 |
| Mené tête-de boule (*Pimephales promelas*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 2.9[a]<br>3.0[a]<br>3.7[b] | Liu *et al.*, 1983ab |
| Mené tête-de boule (*Pimephales promelas*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 3.0[a] | Bailey et Spanggord, 1983 |
| Truite arc-en-ciel (*Oncorrhyncus mykiss*) | 96 h | Mortalité | $CL_{50}$ | 1.5[a]<br>0.8[a]<br>2.0[b] | Liu *et al.*, 1983ab |

[a] Tests réalisés en conditions statiques; [b] Test réalisé en conditions dynamiques; [c] 25°C, 60 ppm $CaCO_3$; [d] 25°C, 180 ppm $CaCO_3$; [e] 10°C, 60 ppm $CaCO_3$; [f] 10°C, 180 ppm $CaCO_3$

## ANNEXE XIII (suite)

**Résultats d'études de toxicité chronique du TNT avec des poissons.**

| Espèce | Durée d'exposition | Paramètre mesuré | Réponse mesurée | Concentration (mg/L) | Référence |
|---|---|---|---|---|---|
| Barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) | 30 d | Survie larvaire | CSEO | 1.35[b] | Bailey *et al.*, 1985 |
| | | Éclosion | CSEO | 1.35[b] | |
| Truite arc-en-ciel (*Oncorrhyncus mykiss*) | 30 d | Survie larvaire | CMEO | 0.93[b] | Bailey *et al.*, 1985 |
| | | Éclosion | CMEO | 0.93[b] | |
| | | Croissance | CMEO | 0.49[b] | |
| | 60 d | Survie larvaire | CMEO | 0.24[b] | |
| Mené tête-de boule (*Pimephales promelas*) | 30 d | Survie larvaire | CMEO | 0.84[b] | Bailey *et al.*, 1985 |
| | | Éclosion | CMEO | 0.84[b] | |
| | | Croissance | CMEO | 0.84[b] | |
| | | Reproduction | CMEO | 0.04[b] | |

[a] Tests réalisés en conditions statiques; [b] Test réalisé en conditions dynamiques

# ANNEXE XIV

## Paramètres d'entrée pour CalTOX

### Propriétés physico-chimiques du TNT.

| Propriétés | Valeur utilisée[a] | CV (%) | Référence |
|---|---|---|---|
| Poids moléculaire (g/mol): | 227.2 | 0.1 | Rosenblatt *et al.* 1991 |
| Coefficient de partage octanol-eau ($K_{ow}$): | 100 | 150 | Rosenblatt *et al.* 1991 |
| Point de fusion (°K): | 353.75 | 0.68 | Rosenblatt *et al.* 1991 |
| Pression de vapeur (Pa): | 0.026 | 1.5 | ATSDR, 1995 |
| Solubilité/ eau (mole/$m^3$): | 0.572 | 55 | ATSDR, 1995 |
| Constante de Henri ($K_H$; Pa - $m^3$/mole, 25°C): | 0.011 | 25 | Rosenblatt *et al.* 1991 |
| Coefficient de diffusion/ air ($m^2$/d): | 5.098 | 5 | Daniel et Knezovich, 1994 |
| Coefficient de diffusion/ eau ($m^2$/d): | $5.01 \times 10^{-4}$ | 25 | Daniel et Knezovich, 1994 |
| Coefficient de partage carbone-organique ($K_{oc}$): | 525 | 60 | Rosenblatt *et al.* 1991 |
| Coefficient de partition/ sol[c]: | 2 - 11 | 150 | Talmage et Opresko, 1995 |
| Coefficient de partition/ vadose[c]: | 5.5 - 22.2 | 150 | Talmage et Opresko, 1995 |
| Demi-vie/ air (d): | 0.47 | 100 | Howard *et al.* 1991 |
| Demi-vie/sol de surface (d): | 180 | 100 | Howard *et al.* 1991 |
| Demi-vie/ rhizosphère (d): | 180 | 100 | Howard *et al.* 1991 |
| Demi-vie/ vadose (d): | 180 | 100 | Howard *et al.* 1991 |
| Demi-vie/ eau souterraine (d): | 360 | 100 | Howard *et al.* 1991 |
| Demi-vie/ eau surface (d): | .0533 | 100 | Howard *et al.* 1991 |
| Demi-vie/ sédiments (d): | 180 | 100 | Talmage et Opresko, 1995 |

[a] Valeurs tirées du tableau 2 de l'annexe II; [b] Certaines valeurs sont tirées de CEPA (1994) ou de Lorange et Courchesne (1997);
[c] Les valeurs varient selon la nature du sol (sable, argile)

## ANNEXE XIV (suite)

### Paramètres d'entrée pour CalTOX (suite)

### Caractéristiques des zones du site contaminés par le TNT.

| Caractéristiques | Valeur utilisée[a]/ site | | | | CV |
|---|---|---|---|---|---|
| | A | B | D | E | (%) |
| Surface contaminée ($m^2$)[b]: | 1000 | 1000 | 1000 | 1000 | 10 |
| Précipitation annuelles (m/d): | 3.31E-03 | 3.31E-03 | 3.31E-03 | 3.31E-03 | 10 |
| Charge de poussière annuelle ($kg/m^3$): | 5.4E-08 | 5.4E-08 | 5.4E-08 | 5.4E-08 | 20 |
| Déposition des particules (m/d): | 86.4 | 86.4 | 86.4 | 86.4 | 30 |
| Épaisseur - sol de surface (m): | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 100 |
| Densité du sol ($kg/m^3$): | 2000 | 2000 | 3000 | 2000 | 5 |
| Fraction d'eau/ sol de surface: | 0.164 | 0.164 | 0.131 | 0.164 | 20 |
| Fraction d'air/ sol de surface: | 0.25 | 0.25 | 0.1 | 0.25 | 20 |
| Érosion/ sol de surface ($kg/m^2/d$): | 2.74E-05 | 2.74E-05 | 2.74E-05 | 2.74E-05 | 20 |
| Épaisseur - rhizosphère (m): | 5 | 5 | 5 | 5 | 20 |
| Fraction d'eau/ rhizosphère: | 0.155 | 0.155 | 0.155 | 0.155 | 30 |
| Fraction d'air/ rhizosphère: | 0.25 | 0.25 | 0.17 | 0.25 | 30 |
| Épaisseur - vadose (m): | 11 | 11 | 5 | 11 | 10 |
| Fraction d'eau/ vadose: | 0.28 | 0.28 | 0.3 | 0.28 | 20 |
| Fraction d'air/ vadose: | 0.2 | 0.2 | 0.17 | 0.2 | 20 |
| Épaisseur - aquifère (m): | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 30 |
| Densité des solides - aquifère ($kg/m^3$): | 1420 | 1420 | 2650 | 1420 | 5 |
| Porosité de l'aquifère (fraction vol.): | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 0.33 | 20 |
| Température ambiante (°K): | 277 | 277 | 277 | 277 | 2 |
| Fraction carbone organique - sol: | 0.035 | 0.035 | 0.015 | 0.035 | 100 |
| Fraction carbone organique - vadose: | 0.035 | 0.035 | 0.01 | 0.035 | 100 |
| Fraction carbone organique - aquifère: | 0.0001 | 0.0001 | 0.0001 | 0.0001 | 100 |
| Épaisseur de la zone d'échange au dessus du sol (m): | 0.005 | 0.005 | 0.005 | 0.005 | 20 |
| Vitesse du vent annuelle (m/d): | 3.6E+05 | 3.6E+05 | 3.6E+05 | 3.6E+05 | 24 |

[a] Valeurs représentatives de sites du Québec (Loranger et Courchesne, 1997); [b] Valeur approximative