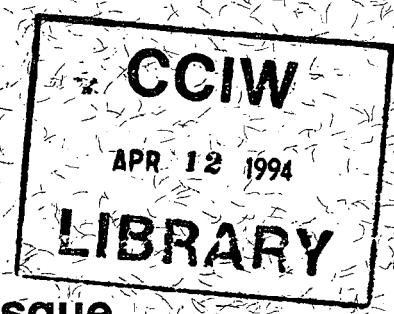




**Environnement
Canada**

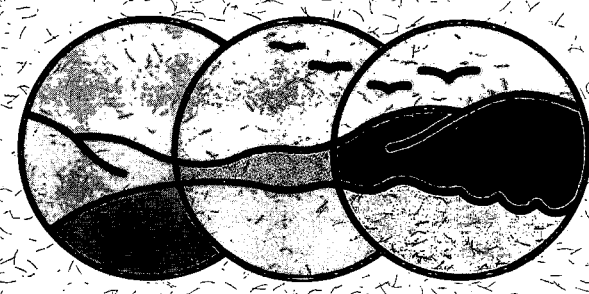
**Environment
Canada**



Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux contaminés situés au Canada : études et recommandations

**C. Gaudet, EVS Environment Consultants,* et
Environment and Social Systems Analyst†**

**Programme national
d'assainissement
des lieux contaminés**



ÉTUDE N° 199, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**GB
707
C335
no. 199F**

**DIRECTION GÉNÉRALE DE LA CONSERVATION
DES ÉCOSYSTÈMES
DIRECTION DE L'ÉVALUATION ET DE L'INTERPRÉTATION
OTTAWA (ONTARIO) 1994**

(Available in English on request)





Environnement
Canada

Environment
Canada

Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux contaminés situés au Canada : études et recommandations

**C. Gaudet, EVS Environment Consultants,* et
Environment and Social Systems Analysts†**

* 195 Pemberton Avenue, North Vancouver, B.C.

† 1765 West Eighth Avenue, Vancouver, B.C.

ÉTUDE N° 199, SÉRIE SCIENTIFIQUE

**DIRECTION GÉNÉRALE DE LA CONSERVATION
DES ÉCOSYSTÈMES
DIRECTION DE L'ÉVALUATION ET DE L'INTERPRÉTATION
OTTAWA (ONTARIO) 1994**

(Available in English on request)

Avis de renonciation

Le présent document présente des renseignements sur l'évaluation des risques écologiques des lieux contaminés. Cette évaluation a été élaborée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). C'est le sous-comité du CCME sur les critères canadiens relatifs à la qualité de l'environnement des lieux contaminés qui a dirigé ce travail dans le cadre du Programme national d'assainissement des lieux contaminés.

Le présent rapport a été examiné par la Conservation environnementale d'Environnement Canada, et sa publication a été approuvée. Cette approbation ne signifie pas nécessairement que le contenu reflète les opinions et les politiques d'Environnement Canada. Toute mention de noms de commerce ou de produits commerciaux ne constitue pas une recommandation ou une approbation de leur emploi.

Ce document sera distribué tel qu'il est et sera considéré comme un outil qui veut diffuser l'information aux personnes qui s'intéressent aux études menées dans les domaines connexes.

Les lecteurs désirant faire des commentaires sur la teneur de ce rapport peuvent écrire à:

Division des recommandations
Direction de l'évaluation et de l'interprétation
Direction générale de la conservation de l'écosystème
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3



Imprimé sur du papier contenant des rebuts récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	ix
ABSTRACT	xi
REMERCIEMENT	xii
1.0 INTRODUCTION	1
1.1 Contexte	1
1.2 Objectifs	1
1.3 Définition de l'évaluation du risque écologique	2
1.4 Classification pour l'évaluation du risque écologique	3
1.5 Approche	5
1.6 Structure du rapport	5
2.0 CADRE DE TRAVAIL POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE DANS LE CADRE DU PNALC	5
2.1 Introduction	5
2.2 Quand faut-il effectuer une évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC ?	7
2.3 « Déclencheurs » supplémentaires dans le cadre d'une ÉRE	8
2.3.1 Préoccupations écologiques importantes	9
2.3.2 Lacunes inacceptables dans les données	9
2.3.3 Caractéristiques particulières liées au lieu	9
2.4 Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC	9
2.4.1 Aperçu	9
2.4.2 Cadre de travail recommandé	10
2.5 Approche par niveaux	10
2.5.1 Niveau 1	13
2.5.2 Niveau 2	14
2.5.3 Niveau 3	16
2.6 Surveillance	17
2.7 Justification du cadre de travail pour l'ÉRE	17
3.0 DÉFINITION DU PROBLÈME	18
3.1 Identification et classification du lieu	18
3.2 Identification du problème	18
3.3 Planification d'une ÉRE	19
3.4 Recrutement en vue d'une évaluation du risque écologique	20
4.0 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION	20
4.1 Définition et portée	20
4.2 Aperçu	23
4.3 Description et évaluation des méthodes disponibles	23
4.3.1 Sélection des produits chimiques cibles	23
4.3.2 Libération des contaminants à l'extérieur du lieu	24
4.3.2.1 Méthodes qualitatives	25
4.3.2.2 Analyses quantitatives préliminaires	25

Table des matières (suite)

	Page	
4.3.2.3	Analyses quantitatives détaillées	30
4.3.3	Transport et devenir des contaminants	30
4.3.3.1	Méthodes qualitatives	30
4.3.3.2	Analyses quantitatives préliminaires	32
4.3.3.3	Analyses quantitatives détaillées	34
4.3.4	Analyse des voies d'exposition	35
4.3.5	Quantification de l'exposition des récepteurs aquatiques	35
4.3.5.1	Techniques qualitatives	35
4.3.5.2	Analyses quantitatives préliminaires	35
4.3.5.3	Analyses quantitatives détaillées	38
4.3.6	Quantification de l'exposition des récepteurs terrestres	39
4.3.6.1	Techniques qualitatives	39
4.3.6.2	Analyses quantitatives préliminaires	39
4.3.6.3	Analyses quantitatives détaillées	39
4.3.7	Analyse de l'incertitude	40
4.4	Conclusions	41
5.0	CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS	42
5.1	Définition et aperçu	42
5.2	Caractérisation qualitative	42
5.3	Évaluation quantitative	44
5.3.1	Caractéristiques de l'habitat	45
5.3.2	Populations et espèces	45
5.3.3	Écosystèmes et communautés	46
5.4	Discussion et conclusions	47
6.0	ÉVALUATION DU DANGER	48
6.1	Définition de l'évaluation du danger	48
6.2	Approches pour l'évaluation du danger	48
6.3	Points finaux de l'évaluation du danger	49
6.3.1	Définitions des points finaux pour l'évaluation et les mesures	49
6.3.2	Utilisation des points finaux de l'évaluation	49
6.3.3	Utilisation des points finaux des mesures	51
6.4	Éléments de l'évaluation du danger	52
6.4.1	Réponses physiologiques	52
6.4.2	Intégrateurs individuels	53
6.4.3	Dynamique de la population, de la communauté et de l'écosystème	57
6.5	Méthodes d'évaluation du danger	58
6.5.1	Essais de toxicité	59
6.5.2	Microcosmes	68
6.5.3	Méthodes d'évaluation sur le terrain	68
6.5.4	QSAR	69
6.6	Extrapolations des données fournies par l'évaluation du danger	70
6.6.1	Extrapolation interspécifique	70
6.6.2	Extrapolation d'un point final à un autre	70
6.6.3	Extrapolation du laboratoire au terrain	71
6.7	Incertitude des données liées à l'évaluation du danger	71

Table des matières (suite)

	Page	
7.0	CARACTÉRISATION DU RISQUE	72
7.1	Aperçu	72
7.1.1	Définition et portée	72
7.1.2	Méthodes de classification et de caractérisation du risque	72
7.1.2.1	Plan de classification utilisé dans le présent rapport	72
7.1.2.2	Autres plans de classification	74
7.1.3	Cadre de travail pour la description et l'évaluation des méthodes ...	74
7.1.3.1	Description des méthodes	74
7.1.3.2	Critères d'évaluation	74
7.2	Description et évaluation des méthodes	76
7.2.1	Méthodes qualitatives	76
7.2.2	Méthodes quantitatives	76
7.2.2.1	Quotient	76
7.2.2.2	Méthodes d'exposition continue-réponse	84
7.3	Pratiques actuellement utilisées et méthodes de pointe	90
8.0	MISE EN OEUVRE D'UNE ÉRÉ PAR NIVEAUX DANS LE CADRE DU PNALC	93
8.1	Évaluations du risque écologique de niveau 1	94
8.1.1	Évaluation de l'exposition	94
8.1.2	Caractérisation des récepteurs	94
8.1.3	Évaluation du danger	96
8.1.4	Caractérisation du risque	96
8.2	Évaluation du risque écologique de niveau 2	96
8.2.1	Évaluation de l'exposition	96
8.2.2	Caractérisation des récepteurs	98
8.2.3	Évaluation du danger	98
8.2.4	Caractérisation du risque	99
8.3	Évaluation du risque écologique de niveau 3	99
8.3.1	Évaluation de l'exposition	101
8.3.2	Caractérisation des récepteurs	101
8.3.3	Évaluation du danger	101
8.3.4	Caractérisation du risque	102
8.4	Besoins en matière de recherche et de développement	102
9.0	PRÉSENTATION D'UNE ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE ...	103
10.0	RÉFÉRENCES CITÉES	104
	GLOSSAIRE	109
	ANNEXE A BIBLIOGRAPHIE POUR LE PROJET	113
	ANNEXE B ÉVALUATION DES DOCUMENTS	119

Tableaux

	Page
Tableau 4.1 Sources courantes de produits chimiques sur les lieux en l'absence de mesures d'assainissement (U.S. EPA, 1989c)	28
Tableau 6.1 Critères de Suter pour une bonne évaluation et une bonne mesure des points finaux de l'évaluation du danger (Suter, (1989)	51
Tableau 6.2 Exemples de points finaux potentiels pour l'évaluation du danger (Power et coll., 1991)	54
Tableau 6.3 Essais de toxicité qui pourraient peut-être servir à l'évaluation du danger sur les lieux contaminés	62
Tableau 7.1 Approche pour la description et l'évaluation des méthodes de caractérisation du risque	75
Tableau 7.2 Exemples de méthodes qualitatives de caractérisation du risque .	77
Tableau 7.3 Exemples de méthodes de caractérisation du risque par le quotient	78
Tableau 7.4 Exemples de méthodes de caractérisation du risque d'après les méthodes d'exposition continue-réponse	85
Tableau 7.5 Méthodes de caractérisation du risque employées par des organismes d'États et des organismes fédéraux américains (annexes E et F dans U.S. EPA, 1991)	91
Tableau 8.1 Résumé des exigences relatives aux données aux éléments d'une évaluation du risque écologique de niveau 1	95
Tableau 8.2 Résumé des exigences relatives aux données et aux éléments d'une évaluation du risque écologique de niveau 2	97
Tableau 8.3 Résumé des exigences relatives aux données et aux éléments d'une évaluation du risque écologique de niveau 3	100

Illustrations

	Page	
Figure 1.1	Structure des rapports montrant l'organisation et la priorité de chaque section	6
Figure 2.1	Plan global dans le cas de lieux contaminés, montrant trois voies possibles pour en arriver au stade de l'assainissement	8
Figure 2.2	Cadre de travail recommandé pour l'ÉRE, montrant l'approche avec trois niveaux et insistant sur les étapes précédant et suivant le processus d'ÉRE (niveaux 1 à 3)	11
Figure 2.3	Relation entre les éléments pour l'ÉRE	12
Figure 2.4	Structure conceptuelle de l'approche par niveaux pour l'ÉRE	12
Figure 2.5	Caractéristiques de chaque niveau de l'ÉRE	13
Figure 2.6	Exemples de recherches dans le cas d'une ÉRE de niveau 1 . . .	14
Figure 2.7	Exemples de recherches dans le cas d'une ÉRE de niveau 2 . . .	15
Figure 2.8	Exemples de recherches dans le cas d'une ÉRE de niveau 3 . . .	16
Figure 4.1	Éléments clés de l'évaluation de l'exposition	21
Figure 4.2	Étapes de l'évaluation des éléments clés dans l'évaluation de l'exposition	22
Figure 4.3	Évaluation du devenir et du transport a) sols et eaux souterraines, b) eaux superficielles et sédiments (U.S. EPA, 1989c)	26
Figure 4.4	Aperçu de l'analyse du devenir et du transport dans l'environnement en vue de l'évaluation de l'exposition. (Environmental Management Inc., 1985)	31
Figure 4.5	Exposition dans les chaînes alimentaires - a) chaînes alimentaires aquatiques b) chaînes alimentaires terrestres	36
Figure 5.1	Étapes pour évaluer les éléments clés de la caractérisation des récepteurs	43
Figure 6.1	Éléments de l'évaluation du danger	50
Figure 6.2	Exemples de l'utilisation des données fournies par l'évaluation du danger	60
Figure 7.1	Plan de classification pour les méthodes de caractérisation du risque	73

Illustrations (suite)

	Page
Figure 7.2 Degrés de quantification de l'incertitude ou des probabilités pour les méthodes de caractérisation du risque par les quotients	82
Figure 7.3 Caractérisation du risque d'après des méthodes d'exposition continue-réponse. (Barnhouse et coll. 1986)	86
Figure 7.4 Modèle déterministe linéaire d'une population, spécifique de l'âge ou du stade.	87

Résumé

Un cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique (ÉRE) est proposé à titre de guide et pour favoriser une certaine cohérence dans l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés au Canada conformément au Plan national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC). Ce document a deux fonctions distinctes : 1) il propose un cadre de travail pour l'ÉRE dans le cadre du PNALC; 2) il examine de manière critique la documentation relative à l'ÉRE. Les méthodes d'évaluation des risques menaçant la santé humaine n'ont pas été examinées dans le cadre de ce contrat.

Le but ultime d'une ÉRE est de déterminer si, et dans quelle mesure, un assainissement est nécessaire, et le cas échéant, de cerner plus facilement les cibles appropriées de l'assainissement. L'ÉRE est un processus complexe puisqu'elle cherche à évaluer des effets sur des populations, des communautés et des écosystèmes, plutôt que sur un récepteur unique, comme dans le cas de l'évaluation du risque pour la santé humaine. Le cadre de travail proposé dans ce rapport est analogue à celui d'autres programmes, toutefois, il a été adapté pour pouvoir être appliqué aux lieux contaminés situés au Canada.

Le cadre de travail vise à fournir des indications sur l'opportunité d'effectuer une ÉRE au moyen d'une série de questions et de « déclencheurs ». Ces déclencheurs sont de trois types : 1) facteurs relatifs à des inquiétudes écologiques importantes, 2) questions concernant des lacunes inacceptables dans les données, 3) points liés à des caractéristiques particulières du lieu. Avant d'entreprendre une évaluation du risque écologique, il est bon de définir les problèmes de manière à faciliter la planification. Dans le présent document, on souligne l'importance de présenter un résumé des résultats et de les présenter sous forme d'un rapport après chacune des ÉRE.

Les éléments clés du cadre de travail sont les suivants : évaluation de l'exposition, caractérisation des récepteurs, évaluation du danger et caractérisation du risque. Il est important de noter que l'objectif global du processus d'ÉRE donnera lieu à des décisions et à des activités d'assainissement dans le cas des lieux où une intervention est nécessaire. Une stratégie à trois niveaux constitués d'évaluations séquentielles de plus en plus

perfectionnées et complexes est proposée pour être utilisée dans le PNALC. À chacun des niveaux de l'évaluation du risque écologique, on retrouve les quatre mêmes éléments (figures 2.1, 2.2 et 2.3).

Le premier niveau, ou niveau 1, est essentiellement une forme avancée de dépistage, caractérisé par de simples méthodes qualitatives ou quantitatives qui est basé dans une large mesure sur la documentation existante et sur des données recueillies antérieurement. Les études de niveau 1 se feront vraisemblablement à l'échelle de l'espèce et elles sont descriptives plutôt que prédictives. Dans le cas d'une telle étude, on insiste davantage sur la compilation et l'évaluation des données et de l'information, l'identification des lacunes critiques, et sur la vérification de la nécessité de poursuivre des évaluations du risque écologique détaillées en tant que pré-requis en vue de la conception et de la mise en oeuvre de mesures d'assainissement. Ainsi, on apprend à connaître la situation spécifique du lieu et à mieux comprendre les inconnues clés. Au besoin, on prépare un mandat pour une évaluation du risque écologique de niveau 2.

Le niveau 2 fournit de l'information semi-quantitative, notamment les méthodes et modèles environnementaux standard, ainsi que des approches spécialisées pour l'ÉRE. On insiste davantage sur le prélèvement des données et sur l'ordre des priorités telles que déterminées lors des recherches correspondant au niveau 1. Au niveau 2, on s'intéresse particulièrement à la population et à la communauté pour déterminer les points finaux de l'évaluation et les données fournies par les essais de toxicité recueillies sur les lieux sont habituellement requises. Des estimations quantitatives préliminaires du risque devraient être produites dans le cas des populations écologiques indigènes exposées à des produits chimiques sur le lieu ou au voisinage du lieu. On déterminera une série initiale d'objectifs de nettoyage pour guider le programme d'atténuation et, si nécessaire, on formulera un mandat pour les activités de niveau 3. La plupart du temps, l'évaluation du risque écologique sera limitée au niveau 2.

Le niveau 3 est basé sur des données spécifiques du lieu et sur une modélisation prédictive pour fournir de l'information quantitative, particulièrement dans le

cas des réponses complexes au niveau de l'écosystème. L'ÉRE de niveau 3 comprend l'étude des effets chroniques, des interactions entre les produits chimiques et de l'écosystème. On produit des prévisions précises, exactes et quantitatives au sujet des risques actuels ou futurs menaçant les populations et les communautés écologiques ainsi que

les écosystèmes à cause de la migration des produits chimiques à partir du lieu contaminé. On élabore un processus adaptatif pour la sélection d'objectifs d'assainissement uniques, spécifiques du lieu et quantitatifs. Le cas échéant, on facilite une interaction effective avec une évaluation portant sur la santé humaine.

Abstract

A framework for ecological risk assessment (ERA) is proposed as a step in the provision of guidance and the promotion of consistency in site assessment and remediation in Canada under the National Contaminated Sites Remediation Program (NCSRP). This report fulfils two distinct functions: (1) it proposes a framework for ERA under the NCSRP, and (2) it critically reviews the ERA literature. Methods of human health risk assessment were not reviewed under this contract.

The ultimate goal of an ERA is to determine whether or not, and to what extent, remediation is necessary and, in cases where required, to help specify appropriate remediation targets. The ERA process is complex as it is concerned with estimating effects to populations, communities, and ecosystems, rather than a single receptor, as in human health risk assessment. The framework proposed in this report is similar to others developed for various regulatory programs, however, it has been adapted for use at contaminated sites in Canada.

The framework provides guidance on when ERA should be conducted through a series of questions and "triggers". The triggers can be grouped into three categories: (1) factors that pertain to significant ecological concerns, (2) issues concerning unacceptable data gaps, and (3) points that involve special site characteristics. Before ERA is initiated, problem definition assists in the planning process. This report emphasizes the importance of summarizing and reporting following each ERA.

The key components of the framework are exposure assessment, receptor characterization, hazard assessment, and risk characterization. It is emphasized that the overall goal of the ERA process is to result in remediation decisions and activities for sites where such action is needed. A three-tier (three-level) strategy composed of sequentially more sophisticated and complex evaluations is proposed for use in the NCSRP. Each level in this tiered approach to ERA has the same four components (Figures 2.1, 2.2, and 2.3).

The first tier, Level One, is essentially an

advanced form of screening, characterized by simple qualitative and/or comparative methods and relies heavily on literature information and previously collected data. Level One studies are likely to be focused at the species level and are descriptive as opposed to predictive. The emphasis of such a study is on compiling and evaluating data and information, identifying critical information gaps, ascertaining whether further, detailed ERA studies are a prerequisite to design, and implementing remedial actions. An enhanced knowledge of the site-specific situation and improved understanding of key unknowns is also gained. When necessary, terms of reference for a Level Two ecological risk assessment are prepared.

Level Two provides semi-quantitative information including standard environmental methods and models, as well as specialized approaches developed for ERA. There is an increased emphasis on data collection and a focus on priority issues as determined by Level One investigations. This level concentrates on the population and community levels for assessment endpoints, and toxicity test data collected from the site are usually needed. Preliminary quantitative risk estimates should be produced for indigenous ecological populations exposed to chemicals at or near the site. Determination of an initial set of clean-up objectives appropriate for guiding the mitigative program will be made and, if necessary, terms of reference will be set for Level Three activities. A Level Two ERA will commonly be the highest level conducted.

Level Three relies on site-specific data and predictive modelling to supply quantitative information, particularly on complex ecosystem responses. Chronic effects, interactions between chemicals, and ecosystem level studies are encompassed in Level Three ERA. Precise, accurate, quantitative predictions regarding current and future risks to ecological populations, communities, and ecosystems due to migration of chemicals from the contaminated site are produced. An adaptive process for selecting unique, site-specific, quantitative remediation objectives is developed. Where concurrent, an effective interaction with human health assessment is facilitated.

Remerciements

EVS Environment Consultants et Environmental and Social Systems Analysts (ESSA) tiennent à remercier pour son aide Connie Gaudet et Michael Wong d'Environnement Canada, qui ont fourni de l'information ainsi que des conseils tout au long des travaux. Michael Macfarlane de BC Environment, Lands and Parks et son personnel ont fourni certains documents d'évaluation du risque. Des documents de travail antérieurs ont été fournis par des membres du sous-comité du CCME sur les Critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés lequel comprend Lee Hoffmann (président, ministère de l'Environnement de l'Ontario), Michel Beaulieu (Ministère de l'Environnement du Québec), Glyn Fox (Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique), Connie Gaudet (Environnement Canada), Simone Godin (Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick) et Rod Raphael Santé et Bien-être Canada).

La présente étude a été menée conjointement par Elizabeth Power (sections 1.0, 3.0, 6.0, 8.0, 9.0, 10.0) et Michael Paine (sections 7.0, 8.0) de EVS Environment Consultants, et par David Bernard (sections 2.0, 5.0) et David Marmorek (section 4.0) de Environmental and Social Systems Analysts (ESSA). Patrick Sheehan et Jamie Tull de ChemRisk ont contribué à plusieurs reprises aux travaux. Laila Suryodipuro et Kathy Kingston de EVS ont préparé les figures et fourni les services techniques. Le présent document a été produit par Ursula Lowinger.

Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux contaminés situés au Canada : études et recommandations

1.0 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC) a été mis sur pied pour offrir une approche coordonnée, cohérente à l'échelle nationale pour ce qui est de l'identification, l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés au Canada qui ont ou risquent d'avoir des effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement. Dans le cadre de ce programme, on a établi une série de critères provisoires nationaux de qualité environnementale pour les lieux contaminés qui servira de base pour que l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés soient cohérents (CCME, 1991a). Lors d'un atelier tenu en novembre 1990, auquel ont participé plusieurs parties intéressées, on s'est mis d'accord pour dire que les critères provisoires canadiens de qualité environnementale étaient conformes aux exigences immédiates du PNALC. On a également reconnu que pour remplir le mandat du PNALC et afin de promouvoir la cohérence pour ce qui est de l'évaluation et de l'assainissement des lieux au Canada, il était nécessaire d'adopter une orientation nationale dans l'application de ces critères en procédant lieu par lieu (c.-à-d. en établissant des objectifs d'assainissement spécifiques du lieu). Deux approches complémentaires mais distinctes servent de base à l'établissement d'objectifs d'assainissement spécifiques du lieu :

1. *approche basée sur les critères* qui tient compte de considérations spécifiques du lieu comme la concentration de fond des contaminants, les capacités technologiques, des limites économiques et des négociations spécifiques du lieu ou de la situation en vue de l'élaboration d'objectifs. Les Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés représentent des valeurs protectrices pour des utilisations spécifiques du terrain et en tant que tels, ils peuvent servir de base technique pour l'élaboration d'objectifs spécifiques du lieu.

2. *évaluation du risque* basée sur une évaluation détaillée du danger et du potentiel d'exposition dans un lieu donné. L'évaluation du risque est un outil important pour fixer des objectifs d'assainissement du lieu, dans le cas où il n'existe pas de critères nationaux pour un contaminant, où le nettoyage jusqu'à un niveau basé sur des critères n'est pas applicable en raison de l'utilisation prévue du terrain, ou bien si des objectifs basés sur des critères ne semblent pas appropriés compte tenu des conditions d'exposition spécifiques du lieu où des récepteurs importants ou sensibles ont été décelés ou dans le cas d'importantes préoccupations du public, tel que déterminé par l'organisme dirigeant.

Ces deux approches peuvent être considérées comme faisant partie d'une seule stratégie ou d'un seul cadre de travail global pour l'établissement d'objectifs d'assainissement spécifiques des lieux en raison de la complexité relative des techniques existantes d'évaluation des risques, ces constituants étant considérés par Environnement Canada comme faisant l'objet de mandats différents. Ce document ne concerne que la deuxième approche (c.-à-d. que l'évaluation du risque en ce qui concerne la santé humaine est exclue) et il présente un examen et des recommandations pour l'évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC.

1.2 Objectifs

L'objectif global du présent document est de promouvoir la cohérence dans la protection de l'environnement dans le cadre du PNALC.

Ce document vise spécifiquement à :

1. évaluer de manière critique les méthodes existantes d'évaluation du risque écologique
2. recommander une ou plusieurs approches appropriées pour l'évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC

3. élaborer un guide constituant un cadre de travail exhaustif permettant d'effectuer une évaluation cohérente du risque que présentent les lieux contaminés au Canada dans le cadre du PNALC

Remarque : les méthodes d'évaluation du risque pour la santé des humains ne seront pas passées en revue dans le cadre du présent contrat.

1.3 Définition de l'évaluation du risque écologique

Différents chercheurs et diverses juridictions ont donné diverses définitions de l'évaluation du risque écologique. Voici certaines de ces définitions.

- Processus consistant à attribuer des ordres de grandeur et des probabilités à des effets nocifs résultant des activités humaines (ou de catastrophes naturelles) (Barnthouse et Suter, 1986).
- Série officielle de méthodes scientifiques pour estimer les probabilités et les ordres de grandeur des effets indésirables sur les plantes, les animaux et les écosystèmes résultant d'événements qui se sont produits dans l'environnement, notamment la libération de polluants, une modification physique de l'environnement et des désastres naturels (Fava et coll., 1987).
- Sous-catégorie d'une évaluation d'impact écologique qui 1) prévoit la probabilité que des effets nocifs se produisent dans un écosystème ou dans une partie ou une autre d'un écosystème à la suite d'une perturbation et 2) décrit l'ampleur de l'impact de la perturbation (Norton et coll., 1988).
- L'évaluation du risque écologique est le processus qui évalue la probabilité que des effets écologiques néfastes se produisent à la suite d'une exposition à un ou plusieurs agents stressants. Cette définition tient compte du fait qu'il n'y a pas de risque à moins que 1) l'agent stressant ait la capacité inhérente de causer des effets néfastes et que 2) il se trouve présent ou en contact avec un constituant écologique suffisamment longtemps à une intensité suffisante pour produire le ou les effets néfastes identifiés. L'évaluation du risque écologique peut porter sur un ou plusieurs agents stressants et sur un ou plusieurs constituants écologiques (U.S. EPA, 1992a).

Pastorok et Sampson (1990) ont trouvé des points communs dans toutes ces définitions : 1) prévision de la probabilité d'effets néfastes et 2) concept des relations entre l'exposition et une réponse. Il n'existe pas de

définition consensuelle de l'évaluation du risque écologique et toute une terminologie pour décrire l'évaluation du risque écologique et ses constituants est née. Les termes employés dans le présent document seront définis la première fois qu'ils sont employés et ces définitions concorderont généralement avec celles de la U.S. Environmental Protection Agency (Norton et coll., 1988).

Depuis toujours, les effets néfastes potentiels sont évalués uniquement d'après leur impact (essai de toxicité). On a généralement fait appel à des essais de toxicité aiguë, puis on a appliqué des facteurs de sécurité ou facteurs d'application pour estimer les concentrations chroniques sans danger (Parkhurst et coll., 1990), qui protégeraient adéquatement les écosystèmes. L'évaluation environnementale consistant à n'utiliser que des données de toxicité ne prend pas en compte la probabilité d'exposition. Le processus d'évaluation du danger prend en compte ce facteur et il s'agit de la principale approche utilisée pour évaluer la sécurité dans le cas de produits chimiques donnés (p. ex., Urban et Cook, 1986). Le terme *danger* désigne le type et l'ampleur des effets causés par un agent stressant; il est habituellement évalué d'après la détermination des effets biologiques liés aux concentrations de l'agent stressant dans des études de laboratoires ou dans des études effectuées sur le terrain.

Barnthouse et Suter (1986) ont mis au point une des premières méthodes d'évaluation du risque écologique vers le milieu des années 1980 pour le bureau de la recherche et du développement de l'EPA. D'après Parkhurst et coll. (1990), il est devenu nécessaire d'effectuer des évaluations du risque au fur et à mesure que l'on s'est rendu compte que les évaluations du danger étaient généralement associées à des degrés élevés d'incertitudes concernant l'étendue, l'ampleur et la probabilité des effets. Le risque est fonction du danger et de l'exposition. *L'exposition* est la présence simultanée d'un agent stressant et d'un *récepteur* écologique (p. ex., individu, population, communauté ou écosystème). On la détermine habituellement en expliquant le devenir de l'agent stressant, puis en mesurant ou en estimant la quantité d'agent stressant dans les compartiments environnementaux (p. ex. sol, air et eau). Le *risque* est l'évaluation de la probabilité qu'un effet néfaste se produise; un effet néfaste est susceptible de se produire dans le milieu naturel uniquement si l'exposition approche ou dépasse les concentrations dont les effets néfastes ont été déterminés lors de l'évaluation du danger.

Les premières évaluations du risque écologique étaient largement basées sur des concepts empruntés aux sciences de la santé humaine et aux évaluations de la défaillance de structures techniques. La différence fondamentale entre les évaluations du risque pour la santé humaine et l'évaluation du risque écologique vient du fait

que les premières portent sur des effets estimés chez des individus (une espèce, les humains) alors que la dernière porte sur l'estimation des effets chez des populations, des communautés et des écosystèmes (espèces multiples). Ainsi, l'évaluation du risque écologique est un processus beaucoup plus complexe (Parkhurst et coll., 1990).

1.4 Classification pour l'évaluation du risque écologique

Il existe un certain nombre de systèmes de classification pour l'évaluation du risque écologique. L'utilisation de systèmes de classification peut faciliter la sélection des techniques appropriées dans le cas d'un lieu ou d'un objectif particulier. Toutefois, il faut reconnaître que chaque système de classification fournit seulement un cadre de travail pour examiner la même information. Les systèmes de classification comprennent entre autres les suivants : méthode qualitative-quantitative, prédictive-rétrospective, empirique-théorique et méthodes du haut vers le bas-du bas vers le haut.

Méthodes qualitatives - quantitatives

Les méthodes *qualitatives* ne permettent pas de quantifier l'ampleur. Elles sont souvent basées sur un jugement professionnel pour intégrer de l'information provenant de diverses sources et l'orienter vers les objectifs de l'évaluation. Par exemple, on peut faire appel à une approche par rang pour établir des niveaux relatifs de risque pour dépister un lieu ou établir un ordre de priorité. On se fie énormément aux compétences de l'évaluateur; on n'insistera donc jamais assez sur l'importance de faire appel à du personnel qualifié (voir la section 3.3). Les méthodes qualitatives sont limitées à l'élaboration des critères d'assainissement ou aux risques de caractérisation. Elles sont toutefois économiques et, dans de nombreux cas, elles répondent aux objectifs de l'évaluation du risque écologique.

Les méthodes *quantitatives* fournissent des valeurs distinctes (habituellement numériques) ou une distribution des valeurs pour les éléments de l'évaluation du risque. Une grande partie de la documentation relative à l'évaluation du risque porte sur l'évaluation quantitative du risque, toutefois, lorsqu'on évalue la manière dont l'évaluation du risque est en fait effectuée, le plus souvent, on utilise des méthodes qualitatives. Plusieurs facteurs expliquent cette tendance :

1. il est généralement plus long et donc coûteux de recueillir et d'analyser les données quantitatives
2. la quantification de l'incertitude est difficile

3. ceux qui travaillent dans le domaine du risque écologique peuvent ne pas être familiers avec les modèles quantitatifs
4. les objectifs de nombreuses évaluations du risque ne justifient pas une approche complètement quantitative

Ces facteurs sont traités de manière plus approfondie dans la section 2.0 et ils ont été notés par d'autres chercheurs (Parkhurst et coll., 1990; Pastorok et Sampson, 1991).

Méthodes prédictives - rétrospectives

L'*évaluation prédictive du risque* vise à prévoir les risques ou effets futurs; les évaluations de l'exposition et les évaluations du danger peuvent comporter des éléments prévisionnels. Les exemples les plus évidents sont les suivants : évaluations de produits chimiques non encore fabriqués, proposition de projets ou de procédés industriels ou élimination proposée de déchets potentiellement dangereux. L'*évaluation rétrospective du risque* vise à évaluer des effets existants ou passés; elle est parfois appelée étude d'impact, évaluation des dommages ou évaluation du danger. Bien que la plupart des études portant sur des méthodes d'évaluation du risque mettent en relief les capacités prédictives (p. ex., Norton et coll., 1988; Parkhurst et coll., 1990), la plupart des études de cas autres que celles qui portent sur la réglementation ou la fabrication de produits chimiques sont des études rétrospectives. L'évaluation du risque écologique dans le cas des lieux contaminés, sur laquelle porte principalement le présent projet et rapport devrait être surtout rétrospective puisque la contamination et ses effets présumés existent sans doute déjà.

Même si les évaluations du risque que présente les lieux contaminés seront principalement rétrospectives, elles comporteront presque toujours des éléments prédictifs. On peut faire appel à des méthodes prédictives et rétrospectives (p. ex., mesures directes) pour valider les unes et les autres si ces deux méthodes sont appliquées à la même évaluation. Il existe plusieurs types d'éléments prédictifs comme on le verra ci-après :

1. Certains effets existants peuvent être non mesurables ou difficiles à estimer avec précision. Par exemple, il peut se révéler impossible de sacrifier des espèces en voie d'extinction pendant des essais de toxicité ou lors d'un échantillonnage sur le terrain et il peut alors falloir prévoir des effets (p. ex. à partir de données sur d'autres espèces ou à partir de modèles). Il peut également se révéler difficile ou coûteux de mesurer, particulièrement sur de larges zones les effets sur la population ou les

effets de concentrations plus élevées; ces effets peuvent alors devoir être prévus à partir de modèles.

2. Des méthodes prédictives peuvent se révéler nécessaires pour déterminer les voies d'exposition prioritaires ou les produits chimiques qui peuvent emprunter plusieurs voies ou encore les produits chimiques présents. Les méthodes rétrospectives comme des essais de toxicité et la surveillance sur le terrain portent principalement sur les effets combinés des multiples voies empruntées par les produits chimiques.
3. L'avenir est quand même très important lorsqu'on cherche à évaluer la contamination existante. Dans la plupart des cas, les conséquences de diverses méthodes d'assainissement devront être prévues de manière à ce que l'on puisse sélectionner la meilleure solution. Si l'on veut établir les objectifs ou les critères de nettoyage, il faut prévoir les effets de concentrations plus faibles que celles qui sont mesurées actuellement.

Méthodes empiriques - théoriques

D'après Pastorok et Sampson (1990), les *approches empiriques* sont basées sur des relations corrélatives sans tenter de décrire des relations de cause à effet (c.-à-d. une approche de type boîte noire). Les *approches théoriques* sont basées sur des principes plus théoriques et tiennent compte de relations de cause à effet spécifiques. Les méthodes empiriques comporteraient des mesures directes des effets ou des concentrations et l'extrapolation à partir des effets notés chez des espèces ou dans des écosystèmes analogues. Les méthodes théoriques sont principalement des modèles de populations, de communautés ou d'écosystèmes. La distinction entre l'approche empirique et l'approche théorique représente un gradient car l'élaboration de relations corrélatives utilisée dans les approches empiriques est souvent motivée par la prise en compte de relations de cause à effet et les modèles sont souvent étalonnés d'après des relations corrélatives observées et des données fournies par l'observation. Par exemple, dans la documentation portant sur la limnologie, il existe plusieurs relations de régression qui prévoient la biomasse de poisson ou de benthos d'après des caractéristiques physiques (p. ex., profondeur moyenne) ou d'après la concentration d'éléments nutritifs dans les lacs [voir Peters (1986)]. Ces relations sont empiriques dans le sens où elles ne permettent pas de formuler des suppositions sur les relations spécifiques de cause à effet responsables des corrélations observées. Toutefois, de simples explications théoriques pourraient justifier des corrélations. La plus évidente est la suivante : pour des raisons énergétiques, la biomasse des espèces des niveaux

supérieurs s'accroît proportionnellement à la biomasse des producteurs primaires qui, à son tour, augmente avec la disponibilité des éléments nutritifs. Il est difficile de croire que la sélection des variables prédictives pour les relations empiriques n'a pas été guidée par cette considération et d'autres relations potentielles de cause à effet.

Il existe un certain parallélisme entre les distinctions empiriques-théoriques et prédictives-rétrospectives. La meilleure relation empirique entre la concentration de contaminant et les effets, quel que soit le lieu serait celle qui existe en fait. Or, cette relation ne peut être mesurée que par des méthodes rétrospectives. Les caractérisations prédictives du risque sont plus susceptibles d'être basées sur des approches théoriques, si ce n'est que parce que les paramètres mesurables sont limités. En général, les approches empiriques sont plus courantes lorsqu'il existe davantage de données disponibles sur le lieu à l'étude. En général, les approches empiriques sont plus courantes lorsqu'on dispose de données plus nombreuses sur le lieu à l'étude (produit chimique ou communauté, ou autres lieux, produits chimiques ou communautés comparables). Toutefois, il faut reconnaître que les approches empiriques peuvent être prédictives et que les approches théoriques peuvent être rétrospectives.

Méthodes haut vers le bas - bas vers le haut

L'expression haut vers le bas et bas vers le haut désigne deux approches différentes à l'extrapolation d'un niveau à un autre (individu, population, communauté, écosystème), mais elle pourrait aussi désigner l'extrapolation à partir d'un seul produit chimique à plusieurs ou à partir d'un agent stressant à d'autres. Les *approches du bas vers le haut* estiment les effets à des niveaux supérieurs en se basant sur des effets à des niveaux inférieurs. Par exemple, on peut estimer des effets sur des populations en combinant divers effets sur des individus. Il s'agit de l'approche adoptée dans la plupart des modèles de population utilisés dans l'évaluation du risque (U.S. EPA, 1991). L'*approche du haut vers le bas* serait directement basée sur des relations empiriques ou théoriques entre la concentration et des effets au niveau de la population (c.-à-d., probabilité d'extinction, taux intrinsèque d'augmentation, abondance moyenne). De même, l'approche du bas vers le haut dans le cas de produits chimiques multiples consisterait à faire la somme des effets de chaque produit chimique, tandis qu'une approche du haut vers le bas dépendrait des effets observés ou à propos desquels on a élaboré une théorie de divers mélanges. Pour classer une méthode dans la catégorie haut vers le bas ou bas vers le haut, on se base uniquement sur le niveau considéré. Par exemple un modèle de population considéré comme entrant dans la catégorie haut vers le bas parce que les effets individuels sont combinés pour estimer les effets au

niveau de la population pourrait aussi être considéré comme faisant partie de la catégorie bas vers le haut parce qu'elle est directement basée sur des effets sur la reproduction, la croissance et la survie et ne cherche pas à faire d'estimation en additionnant des effets physiologiques ou des effets sur des organes spécifiques. Les approches prédictives et rétrospectives, empiriques et théoriques, peuvent être soit du haut vers le bas, soit du bas vers le haut.

1.5 Approche

La première étape (Tâche 1) de l'élaboration du présent document était de compiler la documentation sur l'évaluation du risque écologique. On a procédé de la manière suivante :

- recherche dans la documentation interne
- recherche sur base de données en ligne avec DIALOG (effectuée en octobre 1991 puis de nouveau en avril 1992)
- discussions avec de nombreux chercheurs spécialisés dans le domaine de l'évaluation du risque écologique
- liaison avec des employés de la division de la protection environnementale de B.C. Environment, Lands & Parks, qui effectuent une étude analogue
- participation des membres de l'équipe d'étude à des séances d'évaluation du risque lors de la réunion tenue en novembre 1991 par la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (non financée par le contrat)

Les documents ont été organisés au fur et à mesure de leur arrivée; ils ont été classés par catégories et les données ont été entrées dans une base de données (Q&A). Les catégories étaient les suivantes :

- *Méthodes* - méthodes complètes couvrant les quatre éléments de l'évaluation du risque écologique; généralement des documents présentant le cadre de travail ou des examens en profondeur
- *Éléments* - description approfondie d'au moins un élément; évaluation du risque écologique incomplète
- *Courts rapports* - utiles en ce sens qu'ils traitent de l'évaluation du risque écologique; il ne s'agit pas de documents détaillés; couvrent souvent des aspects particuliers

- *Accessoires* - documents, souvent publiés dans des revues, qui fournissent de l'information de fond sur des aspects de l'évaluation du risque écologique; intéressants, mais qui ne sont pas essentiels pour ce qui est de l'examen de la documentation

Parmi l'information enregistrée dans la base de données pour chaque document, on trouvait la suivante : citation complète, catégorie et emplacement physique. La bibliographie du projet est donnée dans l'annexe A.

L'équipe a ensuite entrepris de revoir chacun des documents (Tâche 2) en faisant appel à une série de critères standard analogues à ceux qui ont été utilisés par Parkhurst et coll. (1990). Les documents les plus utiles ont été évalués pour ce qui est de leur applicabilité à chaque élément de l'évaluation du risque écologique pour faciliter la préparation du présent document (annexe B). L'examen de la documentation (présenté dans les sections 4.0 à 7.0) a conduit à l'élaboration d'un cadre de travail pour l'ÉRE qui a été présenté à Toronto à la fin mars. Des commentaires recueillis lors de cette rencontre ont été incorporés dans le présent document.

1.6 Structure du rapport

Le présent document est principalement constitué de deux grandes parties, indiquées à la figure 1.1; il porte principalement sur l'évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC au Canada et présente des exemples pertinents en ce qui concerne les lieux contaminés par des déchets (cf. section 1.4). Les sections 2.0 et 8.0 présentent un cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique au Canada. Dans les autres sections, on fait le point de ce qui est rapporté dans la documentation. Dans la section 3.0, on traite de la manière dont on peut définir et planifier une évaluation du risque écologique. Dans les sections 4.0, 5.0, 6.0 et 7.0, on décrit respectivement l'évaluation de l'exposition, la caractérisation des récepteurs, l'évaluation du danger et la caractérisation du risque. Dans la section 9.0, on traite du rapport; dans la section 10.0, on donne les références citées qui sont suivies d'un glossaire.

2.0 CADRE DE TRAVAIL POUR L'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE DANS LE CADRE DU PNALC

2.1 Introduction

Dans la présente section, on décrit un cadre de travail qui vise à guider les recherches portant sur des lieux contaminés nécessaires pour déterminer le risque qui menace les systèmes écologiques. Les étapes

Section	Étude documentaire	Cadre de travail de l'ÉRE dans le cadre du PNALC
1.0 Introduction	√	
2.0 Cadre de travail d'une ÉRE dans le cadre du PNALC		√
3.0 Définition du problème	√	√
4.0 Évaluation de l'exposition	√	
5.0 Caractérisation des récepteurs	√	
6.0 Évaluation du danger	√	
7.0 Caractérisation du risque	√	
8.0 Application d'une ÉRE par niveau dans le cadre du PNALC		√
9.0 Rapport de l'ÉRE	√	

Figure 1.1. Structure des rapports montrant l'organisation et la priorité de chaque section.

conduisant à la décision d'intervenir sont décrites dans la section 3.0 (définition du problème). Les éléments du cadre de travail de l'ÉRE sont examinés en détails ailleurs dans ce document (sections 4.0 à 7.0) et l'on invite le lecteur à consulter ces sections pour connaître la matière de base qui est traitée dans la présente section sur le cadre de travail (section 2.0). Une application plus détaillée du cadre de travail au PNALC est donnée dans la section 8.0.

Le présent cadre de travail prend à la fois en compte des questions scientifiques et l'infrastructure du PNALC. Le présent rapport, intitulé *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique que présentent les lieux contaminés situés au Canada*, est la première étape d'une entreprise à long terme d'Environnement Canada visant à guider l'évaluation du risque qui menace les systèmes écologiques. Ce cadre de travail

est analogue au point de vue de la conception à ce qui a été utilisé dans le cas de l'évaluation du risque pour la santé humaine, mais avec deux différences importantes :

1. L'ÉRE prend en compte les récepteurs et les effets biologiques au-delà d'un seul organisme (p. ex. les humains). Il peut s'agir d'effets sur des individus appartenant à plusieurs espèces différentes ou de populations ou à l'échelle d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème.
2. Il n'existe pas un seul degré de protection pour les systèmes écologiques. Le degré de protection est déterminé pour un lieu spécifique et prend en considération à la fois des questions scientifiques et des questions politiques.

Ainsi, les ÉRE sont hautement spécifiques d'un lieu et l'on ne peut s'attendre à ce qu'un seul plan standard s'applique également à tous les lieux contaminés situés au Canada. À plusieurs points de vue, chacune des ÉRE sera unique et exigera un plan innovateur de recherche et d'intervention. Néanmoins, les éléments de base d'une ÉRE peuvent être uniformisés de manière à assurer une approche exhaustive, cohérente à l'échelle nationale, pour l'évaluation du risque de sorte que chaque évaluation fournisse des réponses non seulement à des questions de gestion spécifiques des lieux, mais satisfasse aussi les exigences du mandat du PNALC. L'uniformisation est importante parce qu'elle permet de promouvoir l'élaboration d'un programme national assurant la comparabilité entre les régions et parce qu'elle facilite des examens nationaux et la même interprétation des faits dans tous les lieux. Le but de la présente section est de proposer un cadre de travail qui puisse servir de guide pour la conception et la mise en oeuvre de l'évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC.

Le but ultime d'une ÉRE des lieux contaminés est de déterminer si oui ou non, et à quel degré, un assainissement est nécessaire et, le cas échéant, aider à cibler l'assainissement de manière appropriée. Soulignons que la politique d'assainissement se résume à poser la question suivante pour chaque lieu : que veut-on protéger ?

On peut utiliser des évaluations du risque écologique pour définir des problèmes, établir des priorités, concentrer des recherches et planifier des mesures d'assainissement. Pour comprendre le cadre de travail d'une ÉRE décrit dans la présente section et dans les suivantes, il est d'abord nécessaire de situer l'ÉRE dans le contexte global du processus d'application du PNALC en ce qui concerne l'évaluation et l'assainissement des lieux. Comme on peut le voir à la figure 2.1, l'ÉRE n'est que l'une des trois voies potentielles par laquelle des plans d'assainissement peuvent être élaborés dans le cadre du PNALC.

2.2 Quand faut-il effectuer une évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC ?

L'identification et la caractérisation préliminaires des lieux précèdent toutes les autres étapes du PNALC (figure 2.1). Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a élaboré un Système national de classification des lieux contaminés (CCME, 1991b) dont l'utilisation est recommandée pour classer les lieux par ordre de priorité. Chaque lieu est classé d'après le «besoin d'une intervention ultérieure» qui peut comporter une caractérisation supplémentaire du lieu, une évaluation du risque pour la santé des humains ou une évaluation du risque écologique. Les catégories de classification sont liées au risque potentiel et au degré d'assainissement requis. Suivant cette classification, il

faudra que les lieux fassent l'objet d'une ÉRE probablement de classe 1 (intervention nécessaire) ou de classe 2 (intervention probablement nécessaire). Même si un grand nombre de facteurs intervenant dans l'ÉRE sont traités dans une certaine mesure dans le système de classification du CCME, cette façon de procéder ne devrait pas être utilisée hors contexte comme substitut pour des analyses du risque écologique spécifiques du lieu (CCME, 1991b). Toutefois, l'information et les données recueillies pendant le processus de classification du CCME devraient pouvoir être utilisées dans le cadre de la caractérisation préliminaire pour l'ÉRE.

Une fois qu'un lieu a été classé d'après le système du CCME, une décision doit être prise au sujet de la ou des voies à suivre pour l'élaboration du programme d'assainissement. Comme cela est indiqué dans la figure 2.1, le décideur a plusieurs options, notamment les suivantes :

1. appliquer des critères existants de qualité environnementale
2. effectuer une évaluation du risque pour la santé humaine
3. effectuer une évaluation du risque écologique
4. combinaison de 2 et 3, ci-haut

Dans la plupart des cas, cette décision sera limitée par l'information fournie par le processus de classification du CCME. Une série supplémentaire de «déclencheurs» est proposée dans la section 2.3 pour aider le décideur à évaluer la troisième option susmentionnée.

Le point de décision représenté à la figure 2.1 est constitué d'une série de questions et de réponses :

1. L'application des règlements ou critères existants au lieu contaminé fournira-t-elle une protection adéquate ? Si oui passer au n° 2; si non, passer au n° 3.
2. Les règlements ou critères existants peuvent-ils servir d'objectifs d'assainissement ? Si oui, employer une approche basée sur des critères; si non passer au n° 3.
3. Si la santé des humains est menacée, effectuer une évaluation du risque pour la santé des humains; si des constituants écologiques sont menacés, effectuer une ÉRE.

La question 1 permet de s'assurer que les critères pertinents ne sont pas appliqués à un lieu inapproprié (c.-à-d. la plupart des critères relatifs aux sols exigent

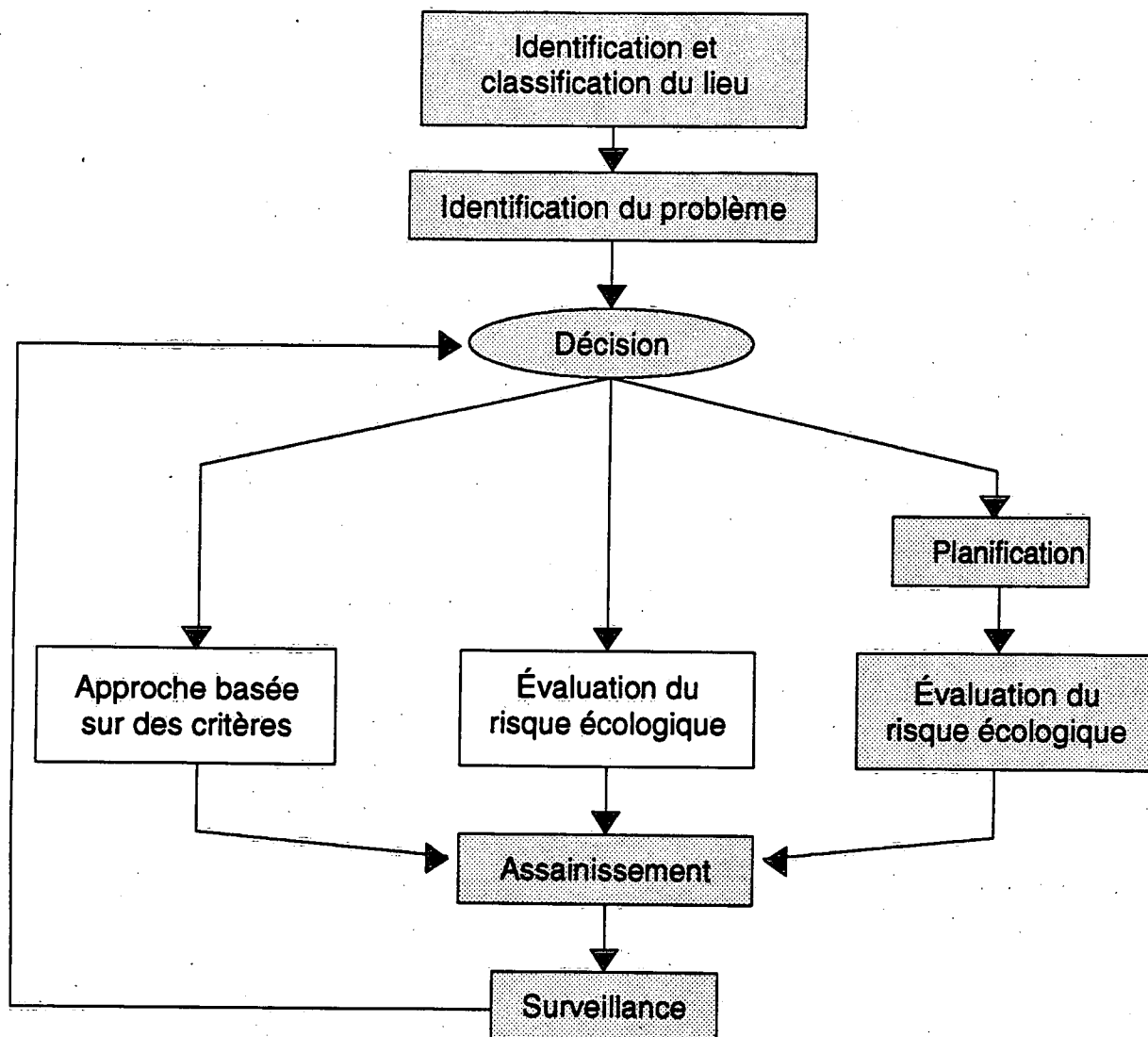


Figure 2.1. Plan global dans le cas de lieux contaminés, montrant trois voies possibles pour en arriver au stade de l'assainissement.

une teneur minimale en argile et en matière organique qui n'est peut-être pas présente sur tous les lieux considérés). On peut prendre la décision d'effectuer simultanément des évaluations du risque pour les humains et du risque écologique. En outre, la décision d'effectuer une évaluation du risque écologique peut dépendre de facteurs non techniques comme des considérations sociales, politiques et économiques.

Ensemble, les trois premières étapes de la figure 2.1 constituent une évaluation initiale du lieu contaminé (qui sera décrit plus en détail dans la section 3.0). Ces activités constituent une étape importante dans l'approche du PNALC et il faudrait tenter de les évaluer périodiquement et d'améliorer leur efficacité.

2.3 «Déclencheurs» supplémentaires dans le cadre d'une ÉRE

Pour aider les décideurs à déterminer s'il doivent ou non choisir d'effectuer une ÉRE dans le cadre du processus d'évaluation et d'assainissement des lieux contaminés, on propose une liste de facteurs supplémentaires qui peuvent déclencher la tenue d'une ÉRE. On suppose que la décision sera normalement basée sur une caractérisation préliminaire du lieu et que l'on reconnaîtra que 1) les priorités et l'information existante pour appuyer une ÉRE peuvent varier dans les différentes juridictions et que 2) on peut décider d'effectuer une ÉRE en raison d'une politique locale et des inquiétudes du public.

Les déclencheurs supplémentaires peuvent être regroupés en trois catégories :

- facteurs relatifs à certaines inquiétudes écologiques importantes
- questions concernant des lacunes inacceptables dans les données
- points relatifs à certaines caractéristiques particulières du lieu

2.3.1 Préoccupations écologiques importantes

Il faut sérieusement envisager une ÉRE chaque fois qu'un lieu contaminé comporte un des éléments suivants ou risque d'avoir des effets sur les éléments suivants :

- habitat critique ou sensible de la faune, de la faune aquatique migratoire ou des pêcheries
- des populations ou des écosystèmes ou des espèces rares, menacées ou en danger d'extinction
- terres désignées comme étant une zone naturelle, un parc ou une réserve écologique
- terres localement ou régionalement importantes pour la pêche, la chasse ou le trappage

2.3.2 Lacunes inacceptables dans les données

Dans l'une ou l'autre des conditions suivantes d'un lieu contaminé, il faudrait envisager une ÉRE :

- on sait peu de chose sur au moins un des produits chimiques présents
- les conditions d'exposition sont imprévisibles ou incertaines
- il existe un degré élevé d'incertitude en ce qui concerne les niveaux de danger
- l'information concernant les récepteurs écologiques présente des lacunes importantes

2.3.3 Caractéristiques particulières liées au lieu

En outre, une ÉRE peut se révéler un choix pratique dans le cas des lieux pour lesquels :

- les coûts de l'assainissement pour se conformer aux critères environnementaux existants sont extrêmement élevés et il faut établir des priorités

- les critères existant doivent être testés sur le terrain ou améliorés

- la zone contaminée est si grande qu'une évaluation du risque écologique est nécessaire pour fournir un cadre de travail pour faire une recherche sur le lieu et pour établir un ordre de priorité en ce qui concerne l'assainissement

En plus de ces déclencheurs pour une évaluation du risque écologique, ceux qui effectuent l'ÉRE sont invités à étudier la question suivante : dans quelles circonstances une ÉRE serait-elle inappropriée dans le cadre du PNALC ? Par exemple, au fur et à mesure que l'on parvient à comprendre le risque lié à certains lieux, la nécessité de procéder à une ÉRE diminue (p. ex. dans le cas des décharges municipales). Le devenir et les effets de certains produits chimiques peuvent devenir prévisibles et lorsqu'il s'agit d'un lieu bien caractérisé (en ce qui a trait à la répartition des contaminants et si les récepteurs sont documentés), alors l'ÉRE peut ne pas être la meilleure option. Soulignons que l'ÉRE n'est pas nécessairement supérieure aux autres approches en ce qui concerne l'élaboration de stratégies d'assainissement.

2.4 Cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique dans le cadre du PNALC

2.4.1 Aperçu

L'objectif principal du cadre de travail pour l'ÉRE proposé dans le présent document est d'offrir des conseils pratiques pour orienter les recherches relatives au risque menaçant les systèmes écologiques sur place ou voisins des lieux contaminés du Canada. Bien que ce cadre de travail proposé contienne un grand nombre des mêmes éléments que l'on retrouve dans des cadres de travail utilisés ailleurs (p. ex. aux É.-U., aux Pays-Bas), il a été adapté pour pouvoir être utilisé dans les lieux contaminés situés au Canada et il diffère des autres approches de deux manières fondamentales. Premièrement, plusieurs éléments (définition du problème, planification et leur relation par rapport à l'assainissement) ont été mis en relief dans le cadre de travail. Deuxièmement, et ce qui est plus important encore, on propose une approche à trois niveaux qui semble être unique parmi les juridictions qui effectuent des ÉRE (section 2.4.2) en ce qui concerne la manière dont sont appliqués ces éléments. On trouvera d'autres justifications pour le cadre de travail proposé pour l'ÉRE dans le cadre du PNALC dans la section 2.7.

Presque tous les documents d'évaluation du risque écologique mentionnent les mêmes éléments de base qui sont basés sur le cadre de travail pour l'évaluation du risque publiée pour la première fois par la U.S.

National Academy of Sciences (Conseil national de recherches, 1983). La U.S. EPA (Risk Assessment Forum) élabore actuellement un document destiné à être utilisé à l'échelle nationale qui décrit un cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique. Des ébauches de ce document sont actuellement en circulation, mais l'information qu'elles contiennent ne peut être citée au moment de la publication du présent rapport.

Ces approches peuvent comprendre une combinaison des éléments suivants :

- *identification du problème* (identification des questions clés, objectifs de protection et importance)
- *caractérisation des lieux* (recueillir et examiner toutes les données existantes sur l'utilisation du lieu, sa géologie, son hydrologie, des caractéristiques chimiques et toxicologiques, etc.)
- *évaluation de l'exposition* (sources d'agents stressants; ampleur, durée et fréquence de l'exposition)
- *caractérisation des récepteurs* (quels sont les récepteurs et les habitats importants ?)
- *évaluation du danger* (caractérisation des effets écologiques, toxicité des agents stressants, facteurs modificateurs et mesure des réponses)
- *caractérisation du risque* (réponse biologique à la dose/concentration; ampleur, importance et probabilité des effets d'après l'exposition estimée)

2.4.2 Cadre de travail recommandé

Le cadre de travail recommandé pour l'ÉRE dans le cadre du PNALC est représenté sous forme de diagramme dans les figures 2.2 et 2.3. La figure 2.2 représente l'organisation de base et l'ordre des étapes à suivre pour effectuer une évaluation du risque écologique dans le cas d'un lieu contaminé. On souligne que le but ultime de l'ÉRE est de donner lieu, au besoin, à une intervention d'assainissement. La figure 2.3 représente les éléments de l'ÉRE, lesquels sont identiques pour les niveaux 1 à 3 (voir la section 2.4). L'un des aspects uniques du cadre de travail proposé, comparativement aux autres cadres de travail, est la relation qui a été faite entre la caractérisation des récepteurs et à la fois l'évaluation de l'exposition et l'évaluation du danger ainsi que leur rapport à l'assainissement.

En pratique, le cadre de travail contient également deux autres éléments qui ne sont pas explicitement soulignés dans les autres : 1) définition du problème et 2) rapport et résumé. La définition du problème permet d'établir les objectifs spécifiques du lieu et de concentrer l'ÉRE sur ces objectifs. On reconnaît de plus en plus l'importance d'identifier le problème et de planifier l'évaluation du risque écologique pour assurer le succès de cette évaluation et par conséquent le succès de l'assainissement. Un effort systématique de planification permet de cerner plus facilement les principaux facteurs qui doivent être pris en considération pour obtenir une évaluation du risque écologique techniquement défendable. Les étapes clés de la planification du risque écologique sont décrites dans la section 3.0. Dans la documentation, on n'a pas assez insisté sur les conclusions présentées dans le rapport et dans le résumé. On peut améliorer la communication du risque et la gestion du risque en présentant un résumé bien organisé des conclusions de la manière décrite dans la section 9.0. Plus important encore il est essentiel, de présenter à chaque étape de l'ÉRE (p. ex. identification du problème, planification et à chaque niveau) les décisions nécessaires pour être préparé avant de passer à l'étape suivante.

2.5 Approche par niveaux

On recommande dans le cadre du PNALC une stratégie à trois niveaux constituée d'évaluations progressivement plus perfectionnées et plus complexes (figure 2.4). Une évaluation séquentielle avec rétroaction permet de porter des jugements scientifiques solides et d'utiliser de manière efficace l'utilisation des ressources en réduisant au minimum la cueillette de données non nécessaires de sorte que les principaux efforts puissent être concentrés dans les secteurs les plus avantageux (Makie et Duthie, 1978).

Baker (1989) signale que l'approche par niveaux vise à maximiser l'efficacité du prélèvement des données, mais qu'une telle approche peut nécessiter des travaux multiples sur le terrain et des retards. Il est important de reconnaître que des considérations logistiques et économiques peuvent contrebalancer les avantages des essais par niveaux au point que dans certains cas, cette approche peut ne pas être la plus efficace.

Dans le cas de l'approche par niveaux utilisée dans le cadre du PNALC (figure 2.4) chaque niveau présente la même structure (figure 2.3) et est basé sur les données, l'information, les connaissances et des décisions acquises au niveau précédent; chaque niveau est progressivement plus complexe et de portée plus étroite. On trouvera dans la figure 2.5 une comparaison de plusieurs caractéristiques d'un niveau à l'autre.

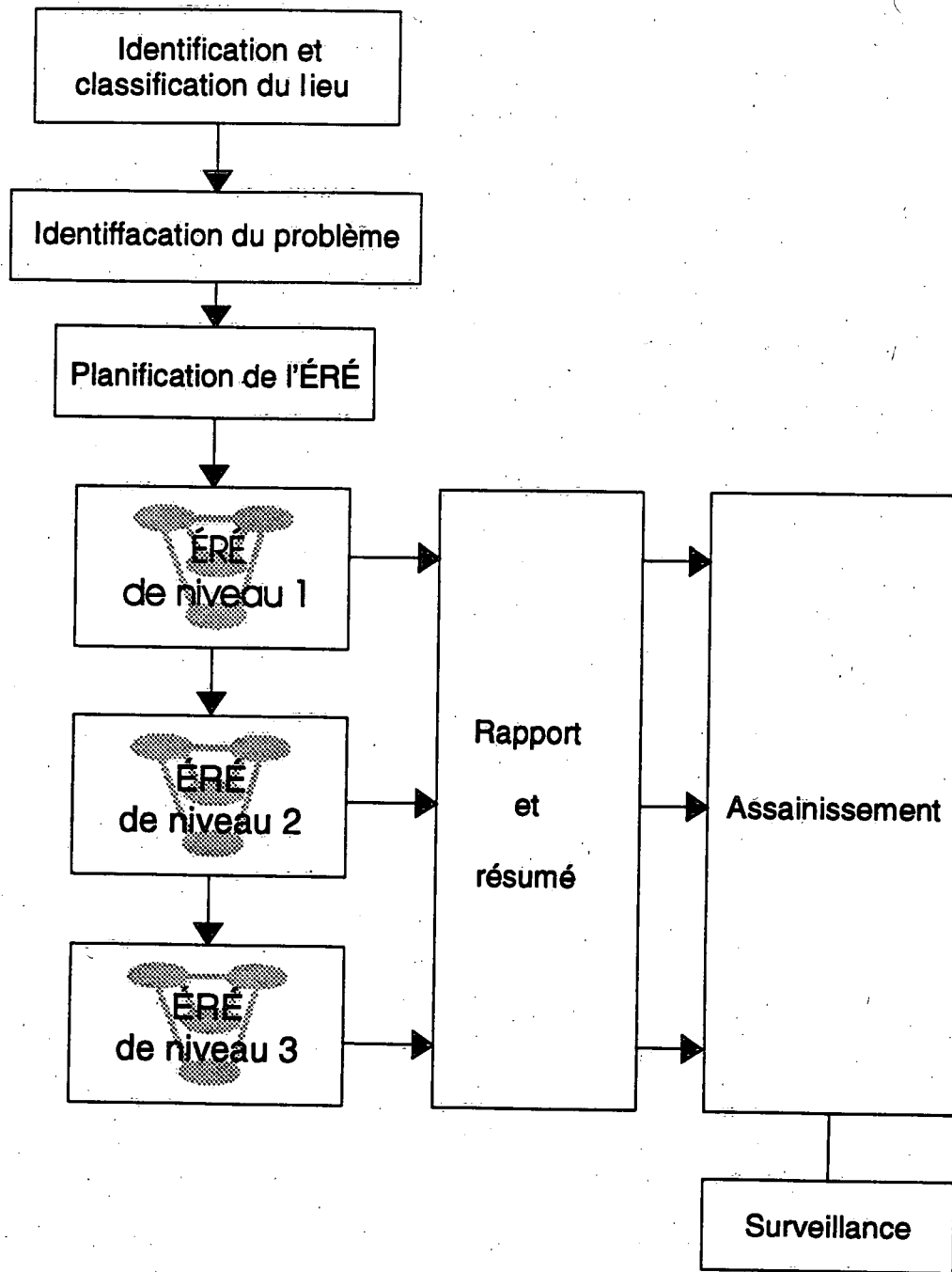


Figure 2.2. Cadre de travail recommandé pour l'ÉRE, montrant l'approche avec trois niveaux et insistant sur les étapes précédant et suivant le processus d'ÉRE (niveaux 1 à 3).

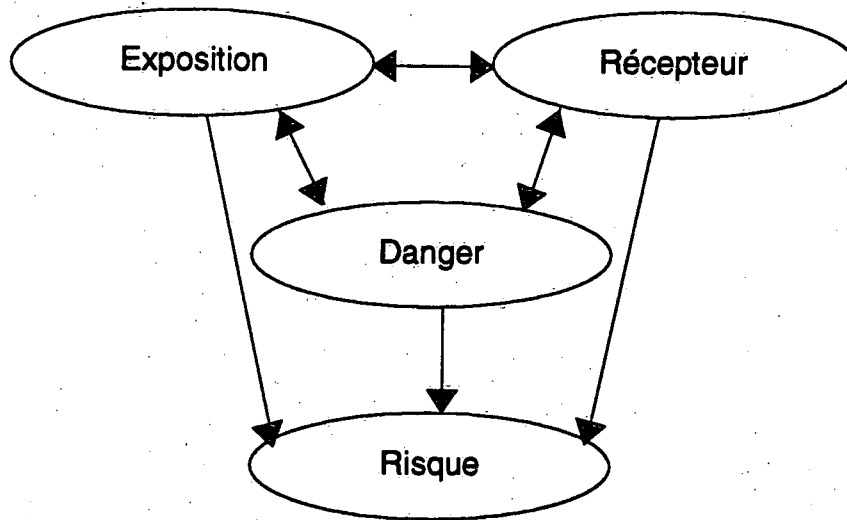


Figure 2.3. Relation entre les éléments pour l'ÉRE.

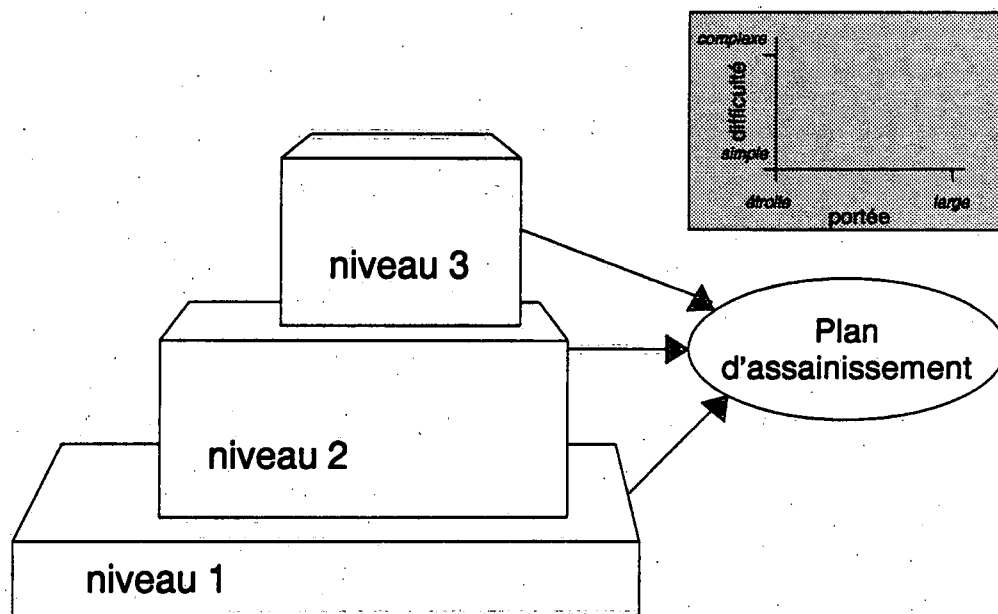


Figure 2.4. Structure conceptuelle de l'approche par niveaux pour l'ÉRE.

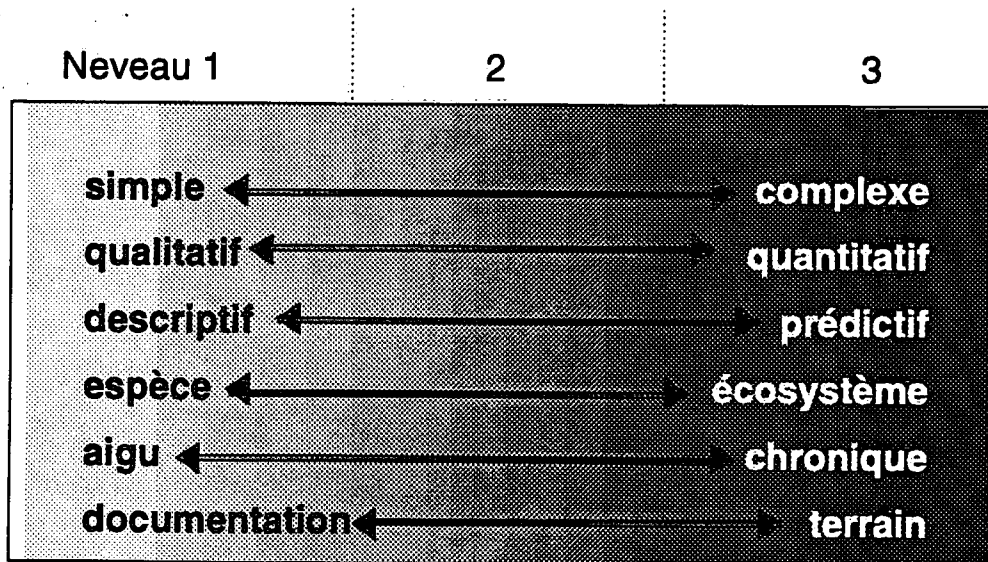


Figure 2.5. Caractéristiques de chaque niveau de l'ÉRE.

Le niveau 1 est caractérisé par des méthodes simples, qualitatives ou quantitatives, ou les deux, et il dépend fortement de l'information trouvée dans la documentation et de données recueillies antérieurement. Les études de niveau 1 sont susceptibles de viser principalement des espèces données et elles ont tendance à être descriptives plutôt que prédictives.

Le niveau 2 est un niveau intermédiaire entre les niveaux 1 et 3 et il fournit de l'information semi-quantitative. Les instruments de l'ÉRE qui correspondent au niveau 2 sont entre autres les suivants : méthodes et modèles environnementaux standard, ainsi que des approches élaborées spécialement pour l'ÉRE. On insiste davantage sur le prélèvement des données en se concentrant sur les questions jugées prioritaires lors des recherches de niveau 1. Les recherches de niveau 2 se font surtout à l'échelle d'une population ou d'une communauté.

Le niveau 3 est basé sur des données spécifiques du lieu et sur une modélisation prédictive qui fourniront de l'information quantitative, particulièrement dans le cas de réponses complexes au niveau de l'écosystème. Les effets chroniques, les interactions entre les produits chimiques et les études relatives à l'écosystème sont comprises dans l'ÉRE de niveau 3. À ce niveau, nombre de procédés, de méthodes et d'instruments plus complexes de l'EPA des É.-U. fonctionnent. Malgré la valeur reconnue de cette approche raffinée et perfectionnée, les ressources requises peuvent ne pas être toujours justifiées.

2.5.1 Niveau 1

Les activités de niveau 1 sont essentiellement une forme avancée de dépistage (figure 2.6). On met l'accent sur les points suivants :

- compilation et évaluation des données et de l'information disponible
- détermination des lacunes critiques dans l'information
- il faut déterminer si des ÉRE détaillées constituent un pré-requis pour la conception et la mise en œuvre de mesures d'assainissement
- si nécessaire, il faut établir le mandat pour les activités de niveau 2

L'une des premières activités majeures de niveau 1 consiste à élaborer un modèle conceptuel spécifique du problème pour un lieu donné en éclaircissant surtout quelles sont les données et l'information nécessaire. Ce modèle conceptuel pourrait prendre la forme d'un schéma de fonctionnement ou d'une liste de mesures à prendre.

Une description préliminaire des contaminants prioritaires présents sur le lieu et des voies potentielles d'exposition sera élaborée. En même temps, on déterminera les espèces importantes ou sensibles (si possible), les communautés de récepteurs potentiellement menacées et les secteurs ou l'habitat est

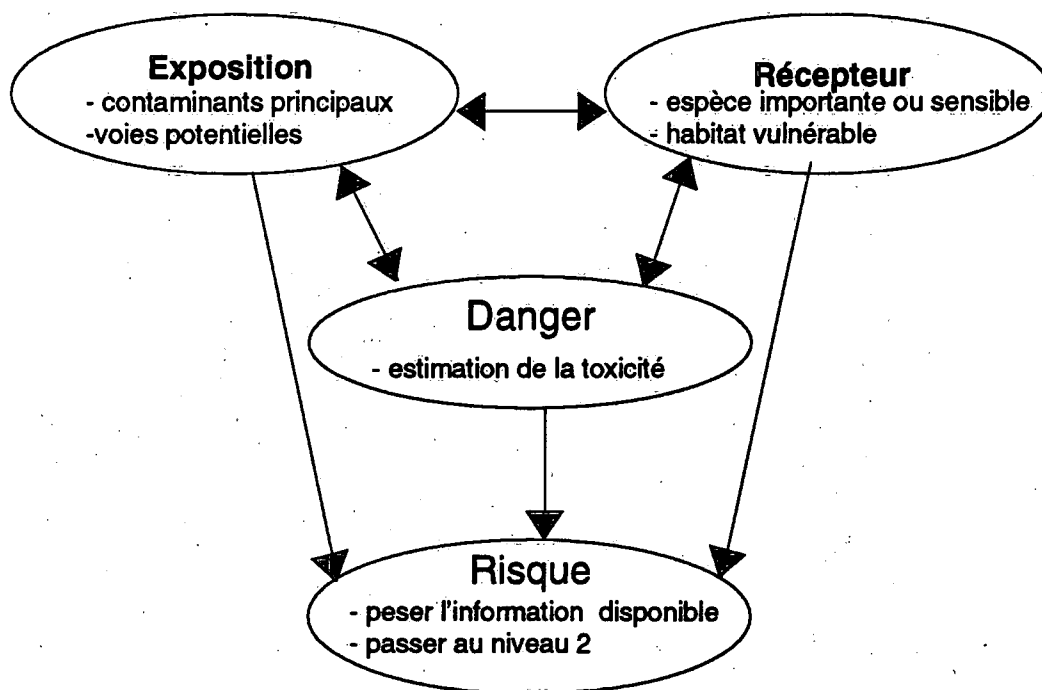


Figure 2.6. Exemples de recherches dans le cas d'une ÉRE de niveau 1.

vulnérable. En même temps, on obtiendra des estimations de la toxicité si on peut en trouver dans la documentation. L'étendue et la nature du risque seront déterminées par pondération de toute la documentation disponible pour déterminer si le projet devrait ou non aller jusqu'au niveau 2. L'estimation qualitative du risque sera basée sur l'information élaborée d'après l'évaluation de l'exposition, la caractérisation des récepteurs et l'évaluation du danger de niveau 1.

Il est aussi possible qu'à cette étape initiale, des options générales d'atténuation soient envisagées au cas où un assainissement est jugé nécessaire. Toutes les personnes contribuant à l'ÉRE de niveau 1 devraient participer à la détermination des incertitudes clés qui pourraient empêcher l'élaboration d'un plan détaillé d'assainissement. Si le risque perçu est négligeable, alors l'ÉRE pourrait se terminer au niveau 1. Que le niveau 1 serve à définir le problème, ou à planifier une intervention, l'effort ne sera pas perdu comme les résultats sont bien documentés et que les mesures prises sont basées sur l'information réunie.

On s'attend à ce que ce niveau donne lieu aux produits suivants :

- un rapport technique détaillé contenant un modèle conceptuel du problème spécifique du lieu, une description préliminaire des contaminants préoccupants, une description des

récepteurs préoccupants, des évaluations préliminaires de la toxicité, une description générale des principales options d'atténuation, une liste détaillée des inquiétudes clés

- une connaissance améliorée de la situation spécifique du lieu et une amélioration des inconnues clés
- si nécessaire, un mandat en vue d'une évaluation du risque écologique de niveau 2

2.5.2 Niveau 2

Les trois principaux objectifs pour une ÉRE de niveau 2 sur un lieu contaminé sont les suivants :

- produire une estimation préliminaire, quantitative du risque dans le cas des populations écologiques indigènes exposées aux produits chimiques ou situées à proximité du lieu
- déterminer une série initiale d'objectifs de nettoyage pour guider le programme d'atténuation
- si nécessaire, établir un mandat en vue d'une évaluation du risque de niveau 3

La figure 2.7 illustre les priorités dominantes à ce niveau d'activité. On s'attend à ce qu'une ÉRE de

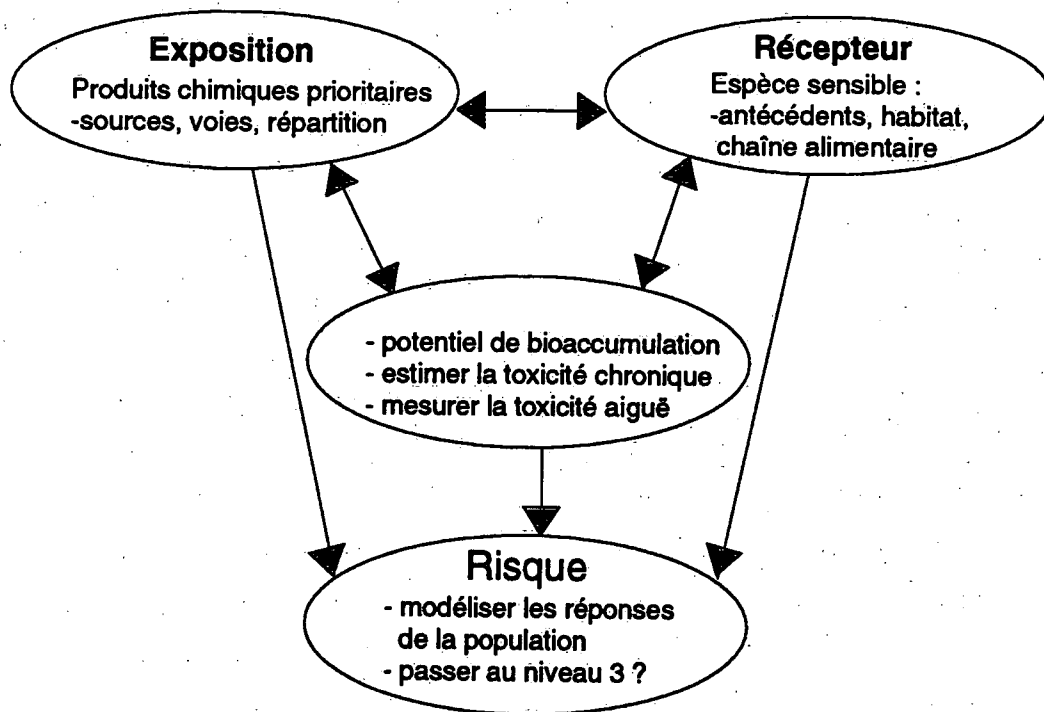


Figure 2.7. Exemples de recherches dans le cas d'une ÉRE de niveau 2.

niveau 2 soit le plus souvent le niveau le plus élevé qui soit atteint.

Évaluation de l'exposition : les sources, parcours et répartition des produits chimiques aux alentours du lieu contaminé seront déterminés pour tous les produits chimiques préoccupants. Il peut falloir fournir des descriptions préliminaires quantitatives sur le mode de libération et le moment de la libération des contaminants, sur le transport et sur le devenir des produits chimiques et une intégration de toutes les valeurs d'exposition. Le secret est d'examiner le degré d'exposition des récepteurs préoccupants.

Caractérisation des récepteurs: la caractérisation des récepteurs comporte la réunion d'information sur les antécédents de la vie de la population, sur les exigences de l'habitat et sur les interactions avec la chaîne alimentaire dans le cas des espèces sensibles ou des espèces qui se trouvent dans une situation particulière dans le lieu à l'étude. Il peut s'agir de générer des estimations quantitatives préliminaires relatives à la densité globale de la population, de la structure des classes d'âge et des valeurs de masse pour les individus à l'intérieur de chaque classe d'âge. Ces estimations peuvent porter sur l'information relative à la population comme des estimations quantitatives préliminaires de la proportion de femelles arrivées à maturité, la fécondité par femelle et d'autres mesures

nécessaires pour évaluer la santé à l'échelle de la population.

Évaluation du danger : L'évaluation du danger consiste entre autres à prélever des données préliminaires décrivant la toxicité prévue (surtout la toxicité aiguë) des produits chimiques prioritaires pour les espèces sensibles. On obtiendra de l'information quantitative préliminaire au sujet des potentiels de bioaccumulation. Finalement, on déterminera les facteurs modificateurs spécifiques du lieu qui pourraient accroître ou accentuer les effets prévus.

Caractérisation du risque: À partir de l'information fournie par les trois autres éléments de l'ÉRE de niveau 2, on utilisera de simples méthodes quantitatives pour déterminer les réponses, à l'échelle de la population, des espèces sensibles à l'égard des contaminants prioritaires. On prendra également la décision de passer ou non au niveau 3.

On a le choix, à cette étape ou à tout autre niveau de passer au niveau de complexité supérieure pour un seul ou pour quelques uns des éléments du cadre de travail. Par exemple, à la fin du niveau 2, on peut prendre la décision de passer au niveau 3 pour étudier seulement l'exposition et le danger si, par exemple, on connaît déjà assez bien l'espèce sensible pour qu'il soit justifié de ne pas poursuivre les études (p. ex. jusqu'au niveau 3) pour cet élément de l'ÉRE.

Les études de niveau 2 devraient fournir les produits suivants :

- une base de données spécifique du lieu portant sur les produits chimiques prioritaires, les espèces sensibles, la toxicité et les conditions environnementales actuelles
- un modèle simple étalonné (c.-à-d. vérifié avec des données réelles) prévoyant les conditions biotiques et abiotiques futures avec et sans mesures d'atténuation
- un rapport scientifique détaillé spécifiant les activités qui composent le projet, les résultats, les conclusions et des recommandations

Pour obtenir le deuxième produit indiqué dans la liste susmentionnée, il sera nécessaire de disposer d'un plan détaillé de l'intervention technique d'assainissement.

2.5.3 Niveau 3

Dans le cas d'une ÉRE de niveau 3, on étudie plutôt les effets à l'échelle de la population et de la communauté et on évalue des mélanges de produits chimiques ainsi que les effets chroniques (Figure 2.8). C'est aussi à ce niveau que l'on étudie l'exposition,

principalement à l'aide de modèles informatisés détaillés et perfectionnés. À ce niveau, les objectifs globaux sont les suivants :

- produire des prévisions quantitatives précises, exactes, au sujet des risques actuels ou futurs menaçant les populations écologiques, les communautés et les écosystèmes résultant de la migration des produits chimiques à partir du lieu contaminé
- élaborer un processus adaptatif pour sélectionner des objectifs uniques, spécifiques du lieu et quantitatifs et pour les réviser au fur et à mesure
- faciliter une interaction efficace avec une évaluation de la santé humaine éventuelle

Évaluation de l'exposition : Des modèles quantitatifs de pointe sont utilisés pour décrire les aspects présents et futurs du transport, de la transformation et de la répartition des produits chimiques inquiétants.

Caractérisation des récepteurs : Les données relatives au récepteur sont compilées en vue de la modélisation de la population ou de la communauté. La cueillette des données devrait se faire en vue de déterminer des facteurs comme la présence d'une espèce

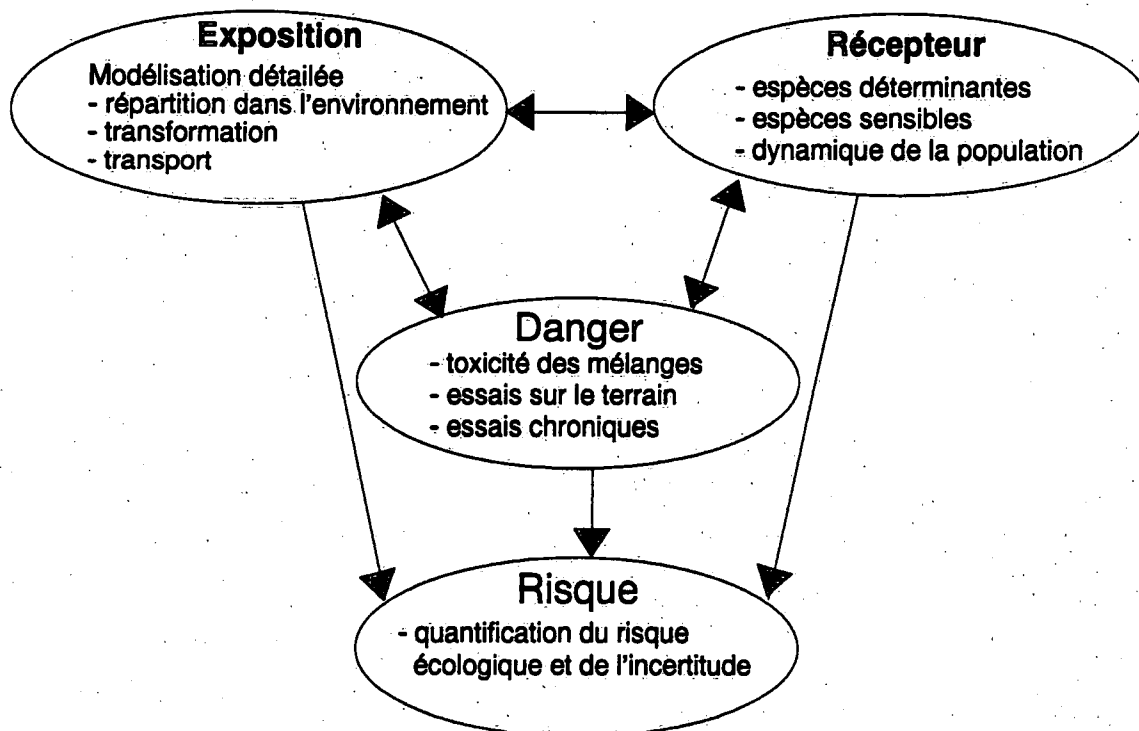


Figure 2.8. Exemples de recherches dans le cas d'une ÉRE de niveaux 3.

déterminante, la biodiversité, l'estimation des fonctions de l'écosystème (p. ex. productivité primaire, respiration, décomposition et cycle des éléments nutritifs) ainsi que les tendances successives potentielles qui peuvent faire suite à l'assainissement.

Évaluation du danger : On estimera le danger (points finaux chronique et subléta) pour ce qui est de la toxicité des produits chimiques, et les estimations de la toxicité produites lors des activités de niveau 2 seront ajustées pour tenir compte des facteurs modificateurs dans l'environnement récepteur. Il faudrait aussi élaborer des données précises de toxicité pour la combinaison spécifique des produits chimiques et des espèces sensibles qui se trouvent dans le lieu contaminé. **Caractérisation du risque :** Il faudra sans doute un modèle de simulation par ordinateur pour formuler des prévisions quantitatives au sujet des risques actuels et futurs qui menacent les populations, les communautés et les écosystèmes à cause de la migration de produits chimiques à partir du lieu contaminé. On disposera ainsi d'une base à partir de laquelle on pourra produire des estimations quantitatives du risque écologique qui s'étendent sur toute une gamme de situations, de l'absence de mesures d'atténuation à l'élimination maximale possible.

Assainissement : Il faudrait envisager d'estimer l'incertitude des calculs d'évaluation du risque écologique et estimer le risque «résiduel» dans le cas de l'assainissement le plus poussé. Cette information aidera les ingénieurs à élaborer un processus adaptatif de sélection d'objectifs quantitatifs d'assainissement qui soient uniques et spécifiques du lieu. Ce processus devrait aussi spécifier quand et de quelle manière ces objectifs seront révisés avec le temps. On partagera l'information sur le risque avec tout projet portant simultanément sur les risques pour la santé des humains.

Les produits que l'on s'attend à obtenir à partir des activités de niveau 3 sont entre autres les suivants :

- une base de données adaptées perfectionnée portant sur les produits chimiques cibles, les communautés et le biote récepteurs, ainsi que sur les conditions environnementales
- des modèles étalonnés avancés (c.-à-d. qui sont basés sur des données obtenues sur le terrain) pour prévoir les conditions biotiques et abiotiques avec et sans diverses options d'atténuation
- au besoin, des plans techniques préliminaires applicables à plusieurs niveaux de l'intervention d'assainissement correspondant au processus d'ÉÉRÉ

- un sommaire de tous les points susmentionnés sous forme d'un rapport scientifique détaillé et contenant une synopsis de toutes les phases du projet et couvrant toutes les activités, les résultats, les conclusions et les recommandations finales

À ce niveau, le lieu à l'étude est probablement très contaminé et certains aspects du programme d'assainissement peuvent être de nature expérimentale. Il est donc nécessaire de disposer d'un processus adaptatif avec lequel le succès ou l'efficacité du programme d'atténuation est vérifié par l'intermédiaire d'un programme de surveillance environnementale. Il est particulièrement utile d'établir un programme de surveillance environnementale pour générer de l'information qui, avec le temps, permettra de perfectionner le cadre de travail de l'ÉÉRÉ ainsi que de tester et d'améliorer les méthodes.

2.6 Surveillance

La pierre angulaire de tout processus adaptatif est un programme pour générer une rétroaction sur les succès et les échecs lors de la mise en application. Ainsi, comme on le voit à la figure 2.1, le PNALC prévoit pour l'ÉÉRÉ sur les lieux contaminés une boucle de rétroaction de surveillance. Ceux qui participent à l'ÉÉRÉ devraient jouer un rôle direct et significatif dans la conception et dans la mise en oeuvre d'un programme de surveillance environnementale pour appuyer une gestion adaptative sur le lieu contaminé. On devrait mettre en oeuvre un programme de surveillance environnementale sensible capable de tester l'efficacité des mesures d'atténuation et d'émettre des signaux d'avertissement précoces dans le cas où les mesures d'atténuation ne sont pas efficaces.

2.7 Justification du cadre de travail pour l'ÉÉRÉ

Il est important de reconnaître que depuis un certain nombre d'années l'EPA des É.-U. joue un rôle de chef de file pour ce qui est de l'application du concept de l'évaluation du risque écologique à des questions de santé humaine. Plus récemment, EPA Risk Assessment Forum a travaillé activement à l'élaboration d'un cadre de travail pour l'évaluation du risque écologique (U.S. EPA, 1992a,b,c). Deux raisons principales ont fait que l'on a choisi de ne pas adopter tel quel le cadre de travail pour l'ÉÉRÉ de l'EPA : 1) le cadre de travail des É.-U. est encore en évolution et les versions les plus récentes n'ont pas encore été testées en pratique, 2) le cadre de travail des É.-U. vise spécifiquement à satisfaire aux exigences américaines de réglementation. Dans les sections suivantes, chacun des éléments proposés sont comparés avec ceux qui sont utilisés par d'autres et lorsqu'il y a des différences, on explique pourquoi on a choisi une autre voie.

Par exemple, certains cadres de travail d'autres juridictions combinent la caractérisation des récepteurs et l'évaluation du danger ou incluent des récepteurs dans la planification. Cette approche n'a pas été suivie dans le cas du PNALC à cause de l'importance des récepteurs et de leur relation par rapport aux objectifs de protection. Brown et Reinert (1992) n'utilisent pas les éléments standard de l'ÉRE; ils proposent plutôt trois principales considérations pour déterminer l'importance écologique et, par extension, le risque de la présence de contaminants dans l'environnement : a) variables liées aux contaminants, b) facteurs spécifiques du lieu, c) voies d'exposition. Il s'agit d'une approche conceptuelle utile, mais son application dans le cadre du PNALC n'est pas pratique.

Une ventilation plus détaillée de chacun des éléments techniques du cadre de travail proposé est donné dans les sections qui suivent. Il faut noter que les quatre éléments clés du cadre de travail proposé sont identiques à ceux qu'utilisent Norton et coll. (1988), bien que le PNALC réclame des relations beaucoup plus étroites entre les éléments. De même, dans leur examen de l'évaluation du risque en milieu aquatique, Parkhurst et coll. (1990) ont déterminé et utilisé les mêmes quatre éléments, mais en utilisant une terminologie légèrement différente. Le cadre de travail proposé a été modifié pour tenir compte des « questions spéciales » de Parkhurst et coll. (1990) (p. ex., incertitude, signification des points finaux, mise en oeuvre du protocole) à l'intérieur de chacun des quatre éléments principaux, au besoin.

3.0 DÉFINITION DU PROBLÈME

La présente section porte sur certaines des étapes qui doivent précéder l'ÉRE. Dans de nombreux cas, dans le cadre du PNALC, ces étapes auront déjà été effectuées lors des études initiales. Dans la présente section, on soulignera l'importance de ces étapes initiales qui déterminent souvent le succès global de l'ÉRE. La figure 2.1 indique qu'il faut passer par les étapes suivantes :

- identification du lieu
- classification du lieu
- identification du problème
- planification

Au sens strict, ces étapes de la définition du problème se font à l'extérieur du processus d'ÉRE, mais elles sont préalables à la décision d'effectuer une ÉRE et c'est pourquoi elles sont traitées ici. En définissant le problème, on recueille suffisamment d'information

pour que la décision qui correspond à la figure 2.1 puisse être prise (sections 2.2 et 2.3).

3.1 Identification et classification du lieu

L'identification du lieu se fait par un certain nombre de voies, mais elle est habituellement déclenchée par la connaissance des antécédents du lieu (p. ex., en repérant d'anciens emplacements d'industries, des décharges, etc.). Ces connaissances peuvent être complétées par l'observation d'un effet écologique observé ou par le dépistage de contaminants inquiétants. Le processus variera d'une juridiction à l'autre, mais il sera principalement régi par des règlements provinciaux et fédéraux. L'identification initiale du lieu délimite un secteur qui devra être étudié de manière plus poussée, mais elle ne présuppose pas de la nécessité d'effectuer une ÉRE ou toute autre intervention. Lorsqu'un lieu a été identifié comme nécessitant une étude plus poussée, la prochaine étape est de déterminer la priorité de traitement pour ce lieu.

Au sens large, la classification du lieu consiste à organiser l'information disponible pour décider de la nécessité d'une intervention ultérieure. Dans le cadre du système national de classification des lieux contaminés (CCME, 1991b), beaucoup de données relatives à des lieux orphelins en vertu du PNALC auront déjà été revues et organisées. Ce plan de classification fait appel à de l'information requise lors d'une évaluation préliminaire du danger (point de vue humain et écologique) et la terminologie utilisée dans le document du CCME concorde avec celle qui est utilisée ici. Bien que ce ne soit pas tous les lieux contaminés au Canada qui seront soumis à ce système de classification, cette approche est recommandée pour guider la prise de décision en ce qui concerne une attention plus poussée. Selon le lieu et la quantité d'information disponible, des cueillettes de données préliminaires peuvent se révéler nécessaires pour décider si le lieu nécessite plus d'attention. Si le lieu est classé de manière à être étudié de manière plus poussée, alors la prochaine étape consiste à déterminer les problèmes clés.

3.2 Identification du problème

Un énoncé clair du problème qui existe sur le lieu contaminé potentiel appuie la décision qui a été faite d'intervenir (figure 2.1). L'identification du problème permet de documenter les questions clés et de tenir compte de l'incertitude dans les données. On détermine si l'information recueillie jusque là sur le lieu est suffisante pour prendre une décision. L'énoncé de l'identification du problème devrait faire partie du rapport si une ÉRE devait être effectuée (voir section 9). Il s'agit de produire un document de fond sur lequel s'appuie la décision d'effectuer une ÉRE.

3.3 Planification d'une ÉRÉ

Une fois que la décision d'effectuer une ÉRÉ a été prise (figures 2.1 et 2.2), la planification devient l'étape clé qui permet d'établir le but et la portée de l'ÉRÉ. On procède de la façon suivante :

Établir le but et les objectifs

Il est critique d'établir le but ainsi que des objectifs spécifiques pour chaque évaluation du risque écologique. En organisant ces points par écrit, on donnera corps à la conception de l'évaluation et on facilitera la sélection des points finaux écologiques, des méthodes d'étude et des objectifs de qualité des données (U.S. EPA, 1989d). L'évaluation du risque écologique peut comporter n'importe quel nombre des objectifs suivants :

- définir l'étendue de la contamination
- déterminer les effets réels ou potentiels des contaminants sur les espèces, les habitats ou les milieux environnementaux
- évaluer la menace réelle ou potentielle visant un élément particulier de l'environnement (p. ex. une espèce en danger, des pêcheries commerciales, une communauté sensible) relié à un lieu contaminé
- fournir davantage d'information si l'information existante est inadéquate pour prendre une décision quant à la gestion du lieu contaminé
- établir des priorités lorsque des facteurs limitants gênent les activités d'assainissement (p. ex. si les coûts sont élevés et si le lieu est étendu)
- évaluer la qualité de l'environnement sur le lieu, là où l'on ne dispose pas de critères applicables ou là où des modifications sont requises
- prévoir les résultats des plans d'assainissement des lieux contaminés. Il peut se révéler nécessaire de considérer si d'autres mesures d'assainissement peuvent donner les mêmes résultats ou causer davantage de dommages que la contamination
- développer des critères d'assainissement
- Établir le niveau d'effort

Dans la plupart des cas, on ne disposera pas de données suffisantes pour effectuer une ÉRÉ de niveau 1 et il est utile d'établir un niveau d'effort pour cette

étape initiale ainsi que pour tout niveau supérieur de l'ÉRÉ. Les objectifs de l'évaluation du risque seront de déterminer l'objet de ces études ainsi que leur conception. L'équipe chargée de l'étude doit établir des limites logistiques. La quantité d'information est infinie et la cueillette des données peut l'être elle-aussi. L'équipe chargée de l'étude devrait établir les contraintes de l'évaluation du risque suivant un processus itératif. On sait bien qu'au fur et à mesure que la pertinence écologique de l'information et que la complexité des méthodes de mesure augmentent, la faisabilité de la mise en œuvre diminue. À un moment donné, des décisions difficiles ayant trait aux limites logistiques doivent être prises et ces décisions devraient concorder avec le niveau de l'ÉRÉ (niveaux 1, 2 et 3), avec les objectifs de l'évaluation, avec le degré d'exposition et avec la caractérisation du risque.

Les données disponibles peuvent déterminer le type d'évaluation du risque qui sera mise en œuvre, particulièrement s'il y a des limites de temps ou des limites budgétaires. Par exemple, les données existantes peuvent permettre d'effectuer une évaluation qualitative du risque (ÉRÉ de niveau 1); si cette approche répond aux objectifs de l'évaluation, il peut ne pas être nécessaire de recueillir d'autres données. Toutefois, comme c'est plus souvent le cas, à la phase de planification, on peut déterminer que les données disponibles en ce qui concerne la caractérisation des récepteurs sont adéquates, mais que des études plus poussées sont nécessaires pour ce qui est de l'évaluation du danger et de la caractérisation de l'exposition (ÉRÉ de niveaux 2 et 3). Ceci orientera les priorités en ce qui concerne le temps et les démarches consacrés aux études plus poussées, comme il en est question dans le contexte du cadre de travail de l'ÉRÉ proposé dans la section 2.0.

Établir les priorités

On peut planifier chacun des éléments, dans une certaine mesure, avant l'initiation d'une évaluation du risque écologique. Il en résultera une économie de temps et d'effort puisque la cueillette de la nouvelle information sera basée sur des priorités; l'information sera complémentaire tout en permettant un échange naturel entre les différents éléments.

Lors de la planification, l'équipe chargée de l'étude devrait insister sur les liens entre la caractérisation des récepteurs et l'évaluation du danger. Il faudrait sélectionner les essais de toxicité en fonction des récepteurs les plus importants (points finaux appropriés et durée des essais) et sur leur pertinence écologique. En reliant ces récepteurs avec l'évaluation de l'exposition, particulièrement avec la voie d'exposition et la biodisponibilité, on peut établir les priorités en ce qui concerne les données à recueillir sur le danger. Grâce à un examen des données existantes relatives à l'évaluation de

l'exposition on délimitera plus facilement la zone où il faudra recueillir d'autres données.

En ce qui a trait à la détermination des éléments importants de l'écosystème (ÉIÉ), il faut considérer à la fois l'utilisation par les humains et les ressources particulièrement utiles à la société. La définition des éléments importants de l'écosystème élaborée par Beanlands et Duinker (1983) a été adoptée; les éléments importants de l'écosystème sont les ressources ou les caractéristiques environnementales qui sont :

1. importantes pour les populations humaines (valeur intrinsèque, économique ou sociale)
2. importantes à l'échelle locale, régionale, provinciale, nationale ou internationale
3. importantes si l'on considère qu'ils risquent d'être altérés, en ce qui concerne l'évaluation de l'impact de leur exploitation et en ce qui concerne leur gestion ou leur réglementation

Pour les besoins de l'évaluation du risque écologique, il semble approprié d'inclure des ressources ou des caractéristiques environnementales qui ont aussi une importance locale ou régionale. Lors de l'analyse de dépistage du devenir environnemental, il est important de prendre en compte à la fois les voies directes et indirectes avant de déterminer si un contaminant peut ou non atteindre un élément important de l'écosystème.

L'étape de la planification est celle où l'équipe chargée de l'étude devrait établir les limites de l'évaluation du risque et commencer à prendre en compte les éléments de l'ÉRE de niveau 1. Les limites spatiales comme la taille du lieu contaminé, l'étendue de son influence (p. ex., lieu, bassin hydrographique, écosystème) et la taille de l'habitat exposé seront déterminées. Les limites temporelles doivent être établies pour tous les éléments de l'évaluation du risque. Par exemple, quels sont les changements saisonniers (p. ex. précipitations et température) qui doivent être considérés, particulièrement s'il coïncident avec le développement des stades de vie sensibles ou la présence des espèces migratoires ? Dans le cas de l'évaluation du danger, faut-il insister sur les effets chroniques ou aigus ? Dans le cas des récepteurs, y a-t-il des différences saisonnières chez les communautés exposées qui doivent être prises en considération ? Les conséquences de ces types de différences temporelles doivent être incorporées dans la planification d'une évaluation du risque écologique. L'issue de cette phase de planification devrait être une évaluation qui assurera l'obtention de données scientifiques défendables et des décisions basées sur ces données, tout en respectant les contraintes de temps et les

contraintes budgétaires auxquelles font face les décideurs.

3.4 Recrutement en vue d'une évaluation du risque écologique

Dans le cadre du processus de planification, les individus qui ont des compétences dans chacun des domaines techniques exigés par l'évaluation du risque doivent être inclus dans l'équipe chargée de l'étude. L'équipe devrait être coordonnée par une personne scientifique expérimentée dans le processus d'évaluation du risque ayant un bon sens de l'organisation. Il s'agit de procéder à faire l'évaluation du risque par des experts techniques pour qu'elle puisse servir d'outil d'aide à la décision des gestionnaires du risque et des communicateurs du risque. Lorsque l'évaluation du risque écologique est complétée, elle devrait être vérifiée par un examinateur indépendant qui étudiera tout le processus sur papier pour évaluer les conclusions de l'évaluation.

L'EPA des É.-U. a mis sur pied un programme des groupes d'aide biologique et technique appelé BTAG ou biological technical assistance groups, pour aider ceux qui effectuent l'ÉRE à recueillir et à évaluer l'information relative aux lieux et à s'assurer que les effets écologiques sont considérés adéquatement. Les BTAG représentent une variété de disciplines (notamment la biologie de la faune, les pêcheries, la toxicologie aquatique, la physiologie aviaire, la science des terres humides, l'hydrologie, la géologie, l'assainissement) et ils offrent des services spécialisés, au besoin, pour toute ÉRE. Dans le cadre du travail proposé pour le PNALC, un BTAG serait surtout nécessaire selon toute vraisemblance pour des ÉRE de niveaux 2 et 3. En ce qui concerne la définition du problème, ces spécialistes réexamineraient les objectifs, le degré d'effort et les priorités prévues pour l'ÉRE et ils présenteraient leurs commentaires.

En ce qui concerne le PNALC, il serait utile que les BTAG ou leurs équivalents organisent des ateliers de formation annuels comme le fait l'EPA. Ces réunions facilitent le dialogue sur l'expérience acquise lors des ÉRE et constituent une occasion de discuter des difficultés techniques et des ajustements possibles du processus.

4.0 ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

4.1 Définition et portée

Travis et coll., 1983 (cités dans Barnhouse et Suter, 1986), définissent l'évaluation de l'exposition dans le cas des produits chimiques toxiques comme étant la détermination de la concentration de matières

toxiques dans l'espace et dans le temps, à l'interface avec les populations cibles. L'EPA des É.-U. (1989e) définit à des fins opérationnelles l'évaluation de l'exposition comme une tentative de répondre aux sept questions suivantes :

- Quels sont les organismes qui sont ou qui peuvent être exposés aux contaminants inquiétants ?
- Quelles sont les voies d'exposition importantes ?
- À quelles quantités de chaque contaminant les organismes sont-ils ou peuvent-ils être exposés ?
- Quelle est la durée de chaque exposition ?
- À quelle fréquence l'exposition a-t-elle lieu ou aura-t-elle lieu ?
- Quelles sont les variations saisonnières et climatiques qui sont susceptibles d'influer sur l'exposition ?

- Quelles sont les caractéristiques géophysiques, physiques et chimiques spécifiques du lieu qui sont susceptibles d'influer sur l'exposition ?

La première question est traitée en détail dans la section sur les récepteurs (section 5.0) alors que la présente section porte plus particulièrement sur les méthodes permettant de répondre aux six autres questions. Toutefois, cela ne veut pas dire que les récepteurs ne devraient pas être pris en compte dans les évaluations de l'exposition. Les éléments clés de l'évaluation de l'exposition sont résumés dans les figures 4.1 et 4.2.

L'ouvrage le plus pertinent et le plus exhaustif sur l'évaluation de l'exposition qui ait été examiné a été le SEAM ou «U.S. EPA Superfund Exposure Assessment Manual» (U.S. EPA, 1988b). Le SEAM a été conçu tout particulièrement pour les lieux contaminés par des déchets dangereux et il comprend de nombreux détails sur des techniques très diverses. Il est extrêmement complet pour ce qui est de la documentation des exigences relatives à l'entrée des données. L'organisation et le contenu de cette section est basée largement

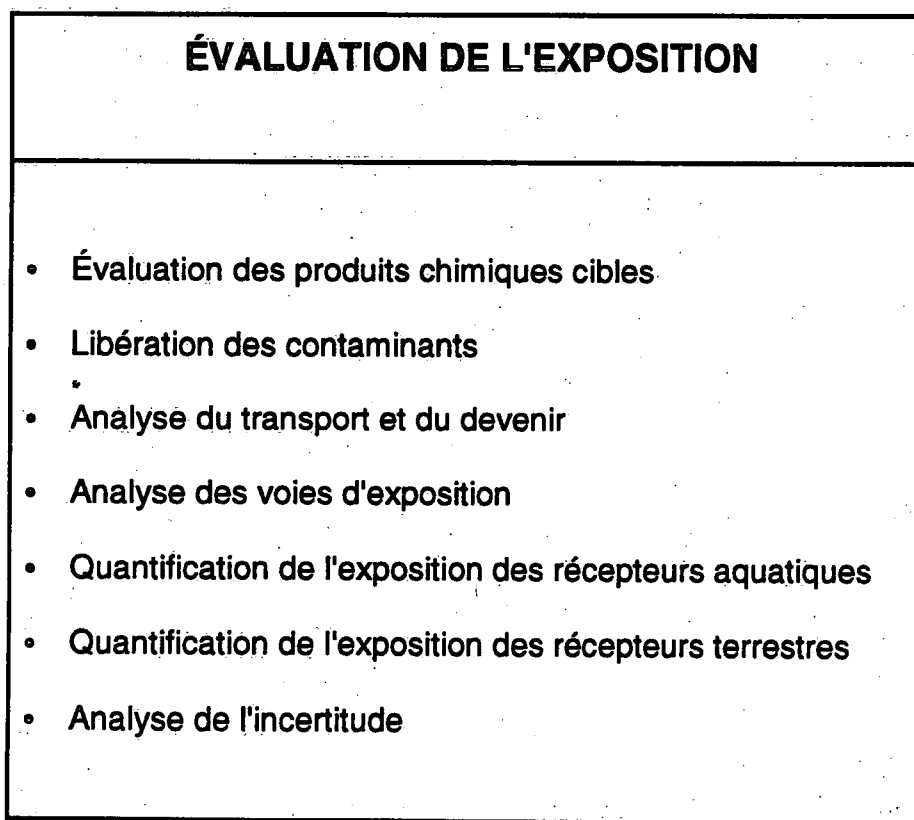


Figure 4.1. Éléments clés de l'évaluation de l'exposition.

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

SÉLECTIONNER LES PRODUITS CHIMIQUES CIBLES — Examiner les propriétés (physiques, structurales, toxicologiques) des produits chimiques

LIBÉRATION DES CONTAMINANTS

-Répartition des produits chimiques dans les sédiments du sol, dans l'eau et dans le biote — déterminer la concentration de source qui dépasse la concentration de fond

-Concentration de fond

-Propriétés de la matrice — normaliser la concentration pour offrir une meilleure relation avec la biodisponibilité à l'égard du récepteur

ANALYSE DU TRANSPORT ET DU DEVENIR

-Mécanisme et flux de transport — fournir un modèle d'élimination quantitative

-Produits de dégradation et taux de transformation

ANALYSE DES VOIES D'EXPOSITION

-Contact direct — identifier des voies d'exposition plausibles

-Ingestion d'eau

-Ingestion de sol ou de sédiments

-Réseau alimentaire

QUANTIFICATION DE L'EXPOSITION DES RÉCEPTEURS AQUATIQUES

-Essais de bioaccumulation — déterminer l'accumulation maximale à l'équilibre

-Données sur les résidus tissulaires — caractériser l'accumulation sur le terrain

-Données sur la biodisponibilité — estimer la fraction et le taux d'absorption du produit chimique

-Demi-vie métabolique — estimer le taux d'élimination métabolique

-Données sur la dépurat

QUANTIFICATION DE L'EXPOSITION DES RÉCEPTEURS TERRESTRES

-Alimentation de la faune dans le lieu — estimer la fraction de l'alimentation provenant du lieu

-Besoins nutritionnels — estimer le taux d'alimentation

-Résidus tissulaires chez les espèces servant de nourriture — caractériser les concentrations de contaminants dans les aliments

-Taux d'ingestion de sol — quantifier l'absorption directe de sol par espèce

-Données de biodisponibilité — estimer la biodisponibilité à partir des aliments et du sol

-demi-vie métabolique — estimer le taux d'élimination métabolique

ANALYSE DE L'INCERTITUDE — simulations Monte Carlo, analyse de sensibilité, étalonnage avec données de surveillance

sur cet ouvrage qui est complété par d'autres documents au besoin. Les praticiens de l'évaluation du risque devraient se familiariser avec ce document.

Le SEAM porte surtout sur l'évaluation du risque pour la santé, mais presque toutes les méthodes qui y sont résumées sont aussi applicables à l'évaluation du risque écologique. Toutefois, comme les récepteurs écologiques peuvent différer des humains en ce qui concerne leurs habitats et les voies d'exposition, d'autres types d'analyses peuvent se révéler nécessaires.

En ce qui concerne l'évaluation de l'exposition, les principales différences entre les humains et le biote résident dans les modes de contact et les expositions spatiales et temporelles à des substances toxiques. Les principaux modes de contact dans le cas des humains sont l'inhalation, l'exposition cutanée et l'ingestion de sol, d'aliment ou d'eau; les plantes et les animaux peuvent avoir des modes de contact qui sont physiologiquement très différents (p. ex. transport à travers la membrane d'une branchie de poisson, ce qui est analogue à l'inhalation). Pour les organismes terrestres, les voies alimentaires sont généralement les plus importantes. Les évaluations de l'exposition écologique exigent aussi que soient considérées des parties de l'environnement autres que dans le cas de l'évaluation de l'exposition en ce qui concerne la santé humaine. Par exemple, les concentrations de substances toxiques dans les sédiments d'un lac profond peuvent ne pas être directement dangereuses pour les humains à moins de pénétrer dans l'eau de boisson ou dans les organismes qui sont mangés, mais ils peuvent avoir des effets directs importants sur la structure de la communauté benthique (soit des changements dans l'assemblage des organismes qui vivent dans ces sédiments). Les évaluations de l'exposition dans le cas des humains présupposent que l'exposition moyenne ou accumulée sur 70 ans; de même, les évaluations de l'exposition dans le cas des écosystèmes doivent prendre en compte la durée de vie des organismes clés.

4.2 Aperçu

Le SEAM (U.S. EPA, 1988b) décrit six étapes dans le cas du processus intégré d'évaluation de l'exposition :

1. évaluation des propriétés des contaminants et sélection des produits chimiques cibles
2. analyse de la libération des contaminants dans des milieux multiples grâce aux données fournies par la surveillance ou la modélisation
3. analyse du transport et du devenir des contaminants dans le cas des voies d'exposition clés qui générera au moyen de modèles ou de

surveillance une estimation de la répartition environnementale et des concentrations de contaminants

4. analyse des populations exposées (traitées dans section 5.0 sur les récepteurs)
5. analyse intégrée de l'exposition qui donne la liste des expositions à court et à long termes prévues pour chaque voie et pour chaque contaminant
6. analyse de l'incertitude

Ces étapes ont été modifiées dans les figures 4.1 et 4.2 pour être conformes à une évaluation du risque écologique par rapport à une évaluation du risque en ce qui concerne la santé humaine. L'analyse des voies d'exposition et la quantification de l'exposition pour les récepteurs aquatiques et terrestres ont été traitées séparément. Il faut noter qu'une quantité considérable d'indications empiriques est requise pour la quantification de l'exposition (figure 4.2).

Pour chaque étape de la figure 4.1, il existe généralement trois catégories d'analyse qui peuvent être appliquées : des analyses quantitatives simples, des analyses quantitatives préliminaires et des analyses quantitatives détaillées. Dans cette section, ces trois catégories de complexités sont énoncées pour la libération, le transport et le devenir ainsi que les voies d'exposition, soit le cœur de l'évaluation de l'exposition. La section 8.0 fournit des indications sur la sélection des méthodes appropriées et du degré de complexité approprié pour des évaluations de l'exposition par niveaux recommandée dans le cas de l'évaluation du risque écologique dans le présent document (section 2.4).

4.3 Description et évaluation des méthodes disponibles

4.3.1 Sélection des produits chimiques cibles

L'objectif de cette étape est de restreindre le nombre de contaminants considérés à ceux qui sont soit les plus susceptibles d'être libérés, soit les plus toxiques. Le Superfund Public Health Assessment Manual (SPHAM, U.S. EPA, 1985b), résumé dans PRC Environmental Management Inc. (1985), expose un processus en quatre étapes qui évalue les concentrations environnementales et l'approche toxicologique à adopter à l'égard des contaminants :

1. identifier les contaminants présents dans le lieu

2. enregistrer les concentrations environnementales d'après les données obtenues lors de l'échantillonnage du lieu
3. calculer les notes des indicateurs pour tous les produits chimiques (basées sur la concentration et la toxicité)
4. sélectionner les produits chimiques indicateurs d'après les notes obtenues pour les indicateurs

Le système de notation utilisé (étape 3 ci-haut) peut devoir être modifié à l'aide de méthodes préliminaires d'évaluation du danger appliquées à des organismes représentatifs (section 6.0). Plus récemment, le Superfund Human Health Evaluation Manual (HHEM, U.S. EPA 1989c), qui a remplacé le SPHAM, a décidé que tous les contaminants devraient être considérés jusqu'à ce qu'ils puissent être exclus pour des raisons scientifiques. On donne une méthode de dépistage pour réduire le nombre de produits chimiques auxquels on fait subir une évaluation des risques.

Jusqu'à présent, on n'a pas trouvé de processus de sélection des contaminants spécifique des évaluations du risque écologique. Dans le Risk Assessment Guidance for Superfund Sites (U.S. EPA, 1989c, 1989d), on propose les trois principes généraux suivants pour choisir les produits chimiques cibles dans le cas des évaluations du risque écologique :

1. déterminer les propriétés physiques et chimiques des contaminants entreposés dans le lieu
2. regrouper les contaminants en fonction de leurs propriétés physiques et chimiques et du milieu en question (c.-à-d. air, eau, sol, biote)
3. choisir au moins un contaminant dans chaque groupe physique et chimique susceptible d'être le plus toxique, d'après les critères disponibles, les concentrations mesurées et l'information disponible sur les doses-réponses

Certaines des propriétés physiques et chimiques clés qui déterminent le devenir d'un contaminant (et par conséquent ses voies d'exposition) sont traitées dans Thomann et Mueller (1987) et dans Connell et Miller (1984). De ces propriétés dépend la persistance dans l'environnement qui est l'un des éléments clés de la sélection d'un produit chimique à soumettre à une évaluation du risque écologique. Il s'agit des suivantes :

- le coefficient de partage octanol-eau, K_{oe} qui est

étroitement lié au potentiel de bioaccumulation d'un contaminant

- le coefficient de partage eau-sédiment et la solubilité du produit chimique dans l'eau, qui influent sur la répartition du produit chimique entre le sol et sédiments et l'eau
- la dégradation du contaminant (taux de décomposition par hydrolyse dans l'eau, dégradation microbienne dans l'eau et dans les sédiments et photolyse dans l'eau, les sédiments ou l'air), qui influe sur l'horizon spatial et temporel de l'évaluation de l'exposition
- la volatilisation, telle que mesurée par la constante de Henry qui influe sur l'importance relative des voies d'exposition atmosphériques
- la masse moléculaire, qui influe sur les taux de diffusion

D'après les propriétés des produits chimiques, on déterminera le milieu préoccupant (p. ex. s'il s'agit de l'air, du sol, des eaux superficielles ou souterraines, des tissus animaux) et inversement, les propriétés des divers milieux permettront de déterminer quels sont les produits chimiques préoccupants. Les produits chimiques dont le K_{oe} est faible et dont la solubilité dans l'eau est élevée pourraient avoir des effets néfastes sur les organismes habitant dans les sols et dans les eaux superficielles, mais ils présentent un faible potentiel de bioaccumulation. Dans le cas de ces produits chimiques, les voies d'exposition principales seraient leur transport dans les eaux de ruissellement superficielles et dans les eaux souterraines. Par contre, les produits chimiques dont le K_{oe} est élevé et dont la solubilité dans l'eau est faible ont tendance à être sorbés sur des particules dans les sols et dans les eaux superficielles et leur potentiel de bioaccumulation est élevé. Dans le cas de ces produits chimiques, les voies d'exposition peuvent être très différentes (p. ex., adsorption sur des particules de sol suivie du transport à l'extérieur du lieu par érosion ou ingestion par des animaux terrestres, persistance environnementale).

4.3.2 Libération des contaminants à l'extérieur du lieu

La libération des contaminants à l'extérieur du lieu peut être définie comme étant la migration des contaminants à travers les limites du lieu (U.S. EPA, 1988b), mais lorsque l'habitat critique est situé à l'intérieur des limites du lieu, il faut évidemment se préoccuper du lieu lui-même. Les mécanismes possibles de libération peuvent être les suivants : volatilisation, érosion éolienne, ruissellement en surface, lixiviation et absorption directe par les organismes sur le lieu. Les sections suivantes considèrent des approches qualitative,

quantitative préliminaire et quantitative détaillée, basées sur le SEAM (U.S. EPA, 1988b).

Le biote aquatique est le plus susceptible d'être exposé à des contaminants par contact direct avec l'eau ou par ingestion des eaux superficielles, des sédiments et des aliments contaminés (organismes prédateurs). Dans les systèmes aquatiques, les organismes sont exposés à des *concentrations* de contaminants. Dans certains cas (p. ex., plantes, certains organismes du sol), les organismes terrestres peuvent aussi être exposés à une concentration de contaminant. Les animaux terrestres peuvent aussi être exposés par l'ingestion d'eau superficielle, de sol ou d'aliments contaminés, mais généralement sous forme de *dose*. Parmi ces aliments, on compte les plantes qui peuvent absorber des contaminants à partir des eaux superficielles, des eaux souterraines, du sol ou de l'air. Les eaux superficielles, les sédiments, le sol et les organismes prédateurs peuvent alors être considérés comme étant un *milieu d'exposition*. Les eaux souterraines et l'air (p. ex., émissions de poussière et volatilisation) ne jouent toutefois un rôle important qu'en tant que *milieu de transport* (p. ex., pour transporter des contaminants jusqu'au milieu à partir desquels les produits chimiques sont directement absorbés par des organismes).

4.3.2.1 Méthodes qualitatives

La figure 4.3, tirée du HHEM (U.S. EPA, 1989c), représente les questions qui doivent être traitées pour déterminer les mécanismes probables de libération. Ces arbres de décision avaient été préparés à l'origine pour des évaluations du risque pour la santé, mais ils ont été adaptés à des évaluations du risque écologique.

4.3.2.2 Analyses quantitatives préliminaires

Comme on l'a résumé dans le tableau 4.1, il existe cinq mécanismes possibles de libération des contaminants à partir d'un lieu contaminé : libération de particules (c.-à-d. émission de poussière), volatilisation, ruissellement en surface (y compris les crues épisodiques sur le terrain), libération dans les eaux souterraines (y compris la lixiviation) et l'absorption directe par le biote sur le lieu. Les mécanismes de libération varieront selon la source (tableau 4.1). Les paramètres de mesure pour chacun de ces mécanismes de libération sont décrits en détail dans le document de la U.S. EPA (1988b).

Émissions de poussière

Dans le cas de ce milieu de transport, le SEAM recommande les approches suivantes pour les analyses quantitatives préliminaires :

1. Estimer la quantité de poussière produite par l'érosion éolienne soit à l'aide de l'équation du U.S. Soil Conservation Service (SCS) pour les taux d'érosion annuels (une fonction de l'érodabilité du sol, du climat, de la rugosité du sol, de la longueur de zone et du couvert végétal) ou la méthode d'évaluation rapide de Cowherd et coll. (1985) en ce qui concerne les pires taux de libération quotidienne.
2. Ajuster les taux totaux de perte de sol par érosion pour obtenir la fraction qui peut être mise en suspension et être transportée sur de grandes distances par le vent.
3. Estimer la libération de poussière à partir de routes non pavées contaminées d'après une équation qui considère les volumes de circulation, la teneur en limon des matériaux de construction des routes, la vitesse des véhicules et leur poids ainsi que les taux annuels de précipitation.
4. Multiplier la quantité de poussière générée par le pourcentage de masse des substances toxiques dans le sol ou les déchets ou, de préférence, dans des échantillons de poussière recueillis lors de la surveillance de l'air dans le lieu.

Ces méthodes sont appropriées pour calculer les taux annuels de libération dans des conditions climatiques moyennes, mais pas en présence de conditions climatiques extrêmes. Les émissions de poussière ne sont probablement pas très pertinentes pour la plupart des systèmes terrestres.

Volatilisation

Dans le cas de substances volatiles (p. ex. le chloroforme), la volatilisation peut se révéler plus importante comme puits de contaminants que comme milieu de transport. Dans les deux cas, les méthodes recommandées dans le SEAM pour quantifier les taux de volatilisation exigent des estimations d'un certain nombre de paramètres caractéristiques du lieu ainsi que des propriétés chimiques. Les caractéristiques chimiques requises peuvent être calculées à partir des premiers principes (équations fournies dans U.S. EPA, 1988b), à partir de textes de référence ou à l'aide d'un logiciel (p. ex. le système graphique de modélisation de l'exposition ou Graphic Exposure Modelling System - GEMS, mis au point par the Office of Toxic Substances). Les équations sont fournies dans le SEAM pour un certain nombre de volatilisations différentes :

1. *décharges sans génération interne de gaz*, pour lesquelles on suppose que les concentrations restent constantes (c.-à-d. pas de

ÉVALUATIONS DU DEVENIR ET DU TRANSPORT

a) SOLS ET EAUX SOUTERRAINES

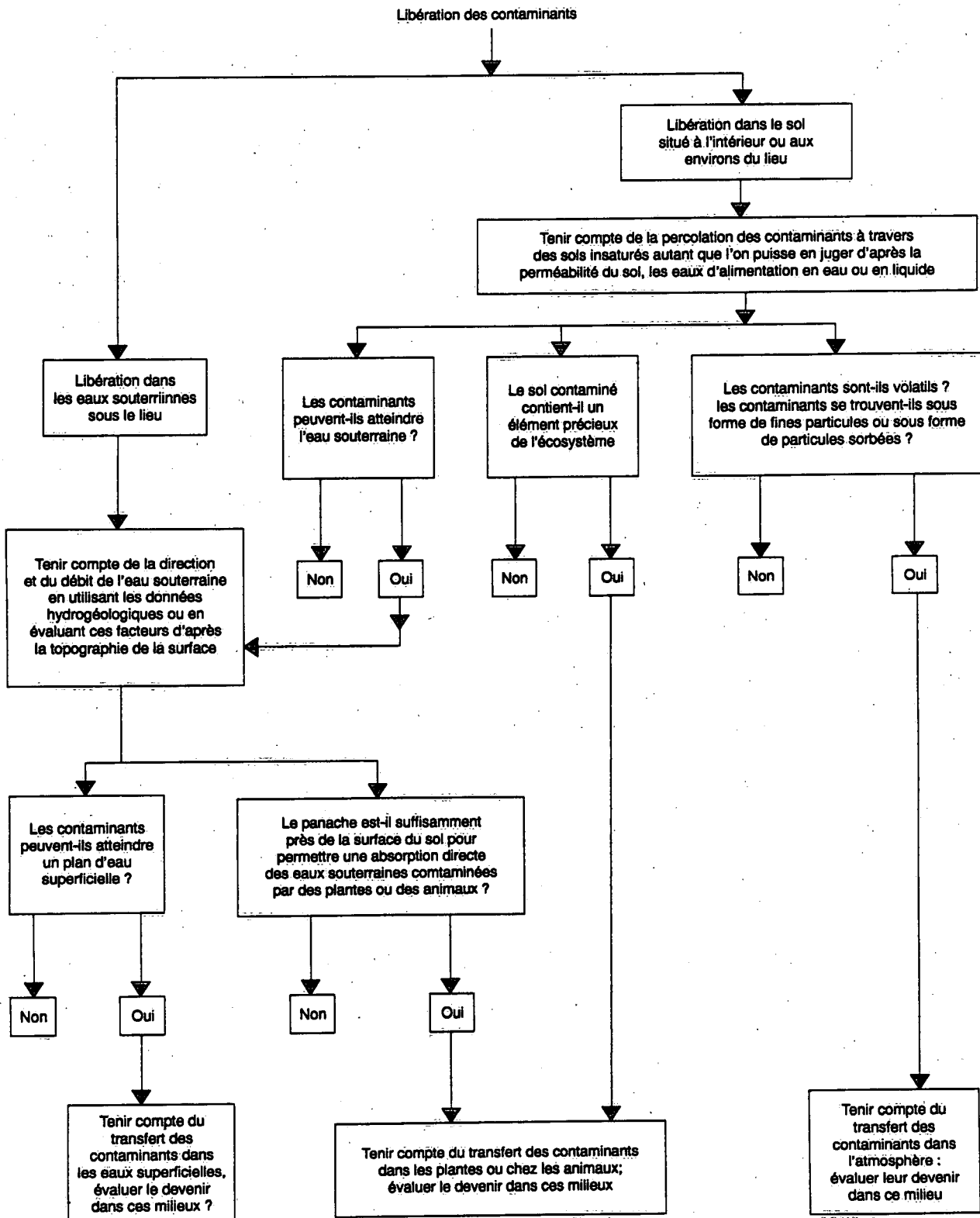


Figure 4.3 Évaluation du devenir et du transport a) sols et eaux souterraines (U.S. EPA, 1989c).

ÉVALUATIONS DU DEVENIR ET DU TRANSPORT

b) EAUX SUPERFICIELLES ET SÉDIMENTS

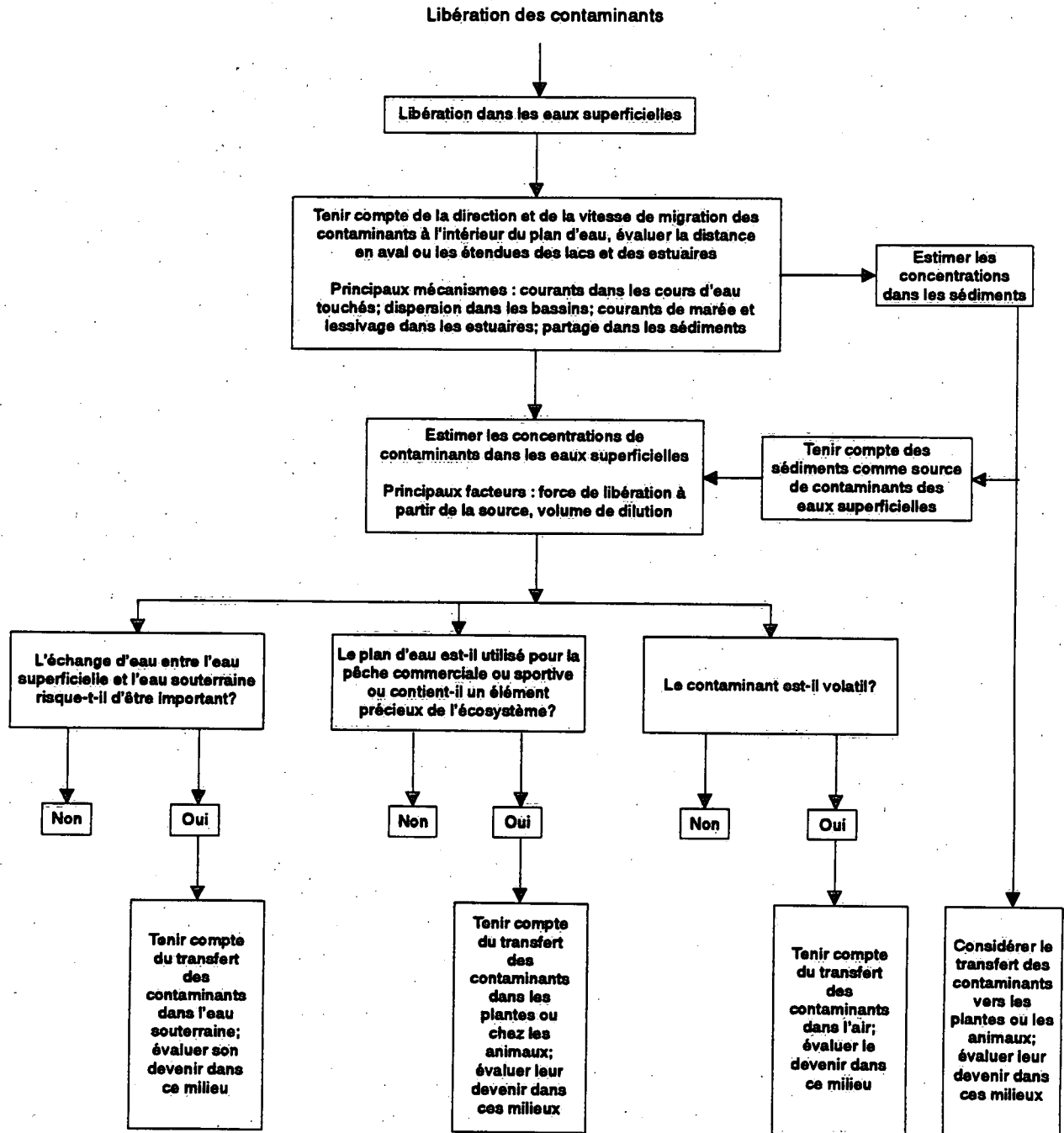


Figure 4.3 Évaluation du devenir et du transport b) eaux superficielles et sédiments (U.S. EPA, 1989c).

Tableau 4.1. Sources courantes de produits chimiques sur les lieux en l'absence de mesures d'assainissement (U.S. EPA, 1989c).

Milieu récepteur	Mécanisme de libération	Source de libération
Air	Volatilisation Génération de poussière fugitive	Déchets superficiels - lagons, étangs, carrières, déversements Eau superficielle contaminée Sol superficiel contaminé Terres humides contaminées Bidons qui fuient Sol superficiel contaminé Amoncellement de déchets
Eau superficielle	Ruissellement superficiel Sol noyé de manière épisodique Infiltration dans les eaux souterraines	Sol superficiel contaminé Débordement des lagons Déversement, contenants qui fuient Eau souterraine contaminée
Eau souterraine	Lixiviation	Déchets superficiels ou enfouis Sol contaminé
Sol	Lixiviation Ruissellement superficiel Sol noyé de manière épisodique Génération et dépôt de poussière fugitive Empreintes	Déchets superficiels ou enfouis Sol superficiel contaminé Débordement de lagons Déversements, contenants qui fuient Sol superficiel contaminé Amoncellements de déchets Sol superficiel contaminé
Sédiment	Ruissellement de surface, sol noyé de manière épisodique Infiltration dans les eaux souterraines Lixiviation	Déchets superficiels - lagons, étangs, carrières, déversements Sol superficiel contaminé Eau souterraine contaminée Déchets superficiels ou enfouis Sol contaminé
Biote	Absorption (contact direct, ingestion, inhalation)	Sol contaminé, eau superficielle, sédiments, eau souterraine ou air Autre élément du biote

biodégradation, pas de transport dans l'eau ni d'adsorption) et les émissions se font uniquement par diffusion

2. *décharges avec génération interne de gaz*, pour lesquelles le mouvement vers le haut du gaz de la décharge est le facteur déterminant et pour lesquelles la diffusion dans le sol et en phase gazeuse est minime
3. *déversements et fuites de composés purs sur les sols*
4. diffusion contrôlée à l'état liquide à partir de *lagons*

Ces équations supposent que le système est à l'équilibre (c.-à-d. qu'il n'y a pas d'ajout constant de contaminant) et elles sont généralement assez prudentes (p. ex. on suppose qu'il n'y a pas de dégradation chimique). Le SEAM fournit aussi des équations pour estimer les taux de volatilisation à long terme (p. ex. taux moyen sur soixante-dix ans) pour chaque contaminant. La volatilisation n'est généralement pas une voie importante de libération des contaminants en ce qui concerne l'eau et les aliments.

Contamination des eaux superficielles et souterraines

La contamination des eaux superficielles à partir des lieux où se trouvent des déchets dangereux se fait principalement par l'intermédiaire des eaux de ruissellement contaminées, par les fuites de matières entreposées et les déversements, par la contamination des eaux souterraines ou par le débordement des lagons (U.S. EPA, 1988b). Il s'agit des voies les plus importantes dans le cas de l'évaluation du risque écologique. La surveillance sur place est le moyen le plus fiable pour estimer la plupart des taux de libération dans les eaux superficielles, même si elle n'est pas toujours possible. Lorsque la surveillance n'est pas possible, il existe plusieurs analyses quantitatives préliminaires qui permettent d'estimer les pertes par ruissellement superficiel qui peuvent servir aux analyses du devenir environnemental (section 4.3.3). Ces méthodes quantitatives préliminaires ne requièrent généralement pas un échantillonnage sur le terrain, bien qu'elles comportent aussi plusieurs suppositions restrictives dont on trouve les détails dans la U.S. EPA (1988b).

Un grand nombre des substances organiques présentes dans les lieux où se trouvent des déchets dangereux sont relativement non polaires et hydrophobes et elles sont rapidement sorbées sur les sols. Des estimations de la quantité de ces substances libérée dans les eaux de ruissellement peuvent s'obtenir au moyen de l'équation universelle modifiée de perte dans le sol (MUSLE pour Modified Universal Soil Loss Equation). Cette équation fait appel aux

coefficients de partage par sorption obtenus à partir de chacun des coefficients de partage dans le mélange octanol-eau des composés, à une information de base sur les types de sols et à une estimation de l'intensité des orages. Généralement, les données climatiques à long terme disponibles peuvent servir à calculer les pertes à long terme à l'aide de l'équation de perte de sol. Les pertes à court terme peuvent aussi être estimées à partir de données sur des orages dont la période de récurrence est donnée (p. ex., orage de 24 h tous les ans).

Les prévisions du taux de *contamination de l'eau souterraine* à partir d'installations garnies d'argile ou de sol naturel exigent une estimation de la concentration de contaminant et du flux volumétrique de lixiviation. La U.S. EPA (1988b) recommande l'utilisation de l'état d'équilibre pour estimer les taux de libération car les équations sont plus simples et fonctionnent habituellement tout aussi bien que les approches dynamiques. Pour ce qui est des lagons, on suppose que la concentration de contaminant dans le lixiviat est la même que celle qui existe dans les lagons et le taux d'apport est régi par la conductivité et le gradient hydrauliques. Dans les décharges, on établit que la concentration du lixiviat est égale à la solubilité à l'équilibre du déchet solide alors que le taux d'apport est fonction du taux de percolation des précipitations. Dans le cas des installations d'entreposage garnies de membranes flexibles, on dispose d'équations pour estimer le taux de perméation des gaz et des liquides à travers divers polymères ainsi que le taux d'apport en contaminant.

Absorption directe par le biote

Les organismes vivant à l'intérieur ou à proximité du lieu contaminé peuvent être directement exposés à du sol ou à des sédiments, des eaux superficielles, des eaux souterraines ou de l'air contaminé. Les contaminants peuvent être libérés à partir du lieu si les organismes se déplacent ou sont consommés par d'autres organismes. Les divers modes d'absorption des contaminants sont traités plus en détail dans les sections 4.3.5 et 4.3.6, et les estimations de la libération des contaminants par absorption peuvent se faire à l'aide des méthodes données dans ces sections. Dans le cas des systèmes terrestres, il vaut probablement mieux mesurer d'abord directement les concentrations de contaminants dans les milieux auxquels les organismes sont exposés. La U.S. EPA (1988b) recommande l'échantillonnage direct des sols pour déterminer la concentration des contaminants plutôt que pour l'estimer et cette conclusion vaut sans doute aussi pour la végétation. Pour ce qui est des analyses quantitatives préliminaires, toutefois, il peut exister des facteurs de bioconcentration dans les plantes ou dans le sol dans le cas de combinaisons spécifiques de contaminants, de types de sol et d'espèces de plantes. L'information obtenue sur le terrain fournit une

vérification précieuse de la réalité. Menzie et coll. (1992) ont déterminé que des épreuves biologiques portant sur des vers de terre fournissaient de l'information sur la répartition spatiale des sols toxiques ainsi que sur le potentiel de bioaccumulation chez les invertébrés. Ces études effectuées sur le terrain montraient que la communauté des invertébrés du sol était constituée de strates verticales et horizontales soumises à des régimes d'exposition très différents de ceux qui avaient été évalués lors des essais de toxicité effectués avec des échantillons composites ou purs de sol.

4.3.2.3 Analyses quantitatives détaillées

Les procédures suivantes sont nécessaires pour effectuer des analyses quantitatives détaillées de la libération des contaminants :

Émissions de poussière et volatilisation : échantillonnage de l'air sous le vent et au vent par rapport au lieu où se trouvent les déchets dangereux, calcul d'après la différence de l'apport des masses de particules attribuable au lieu et modélisation de la dispersion pour calculer en retour les concentrations émises à la «source ponctuelle virtuelle» au vent par rapport au lieu.

Contamination des eaux superficielles: mesure directe du flux de contaminant (approche privilégiée), ou estimation d'après la différence entre l'amont et l'aval établie par la surveillance, peut être combinée à de simples équations de dispersion ou des modèles perfectionnés (résumés dans la section 4.3.3) pour calculer en retour jusqu'à la source ponctuelle virtuelle.

Contamination des eaux souterraines : des modèles informatisés perfectionnés existent (section 4.3.3); la mesure directe est toutefois préférable, spécialement au point où l'eau souterraine vient en contact avec les récepteurs en question.

Contamination du sol : il existe des modèles informatisés (section 4.3.3) pour projeter le niveau de contamination de la zone insaturée en fonction du temps à partir du dépôt des contaminants à la surface. Étant donné la répartition hétérogène des contaminants dans les sols, il est essentiel de vérifier les prévisions sur le terrain par exemple, par des mesures directes.

Des méthodes quantitatives pour calculer l'absorption par le biote ou à proximité du lieu sont données dans les sections 4.3.5.3 et 4.3.6.3.

4.3.3 Transport et devenir des contaminants

Les taux de libération des contaminants calculés au moyen d'une des méthodes décrites dans la section 4.3.2 constituent la base de l'analyse du devenir des contaminants. Généralement, on utilise des taux de libération moyens dans les différents milieux comme intrants dans le cas des analyses du devenir et du transport (figure 4.4). Il faut noter que l'analyse des voies biotiques nécessite un apport à partir de tous les autres milieux et qu'il existe d'autres interactions potentielles inter-milieux. Comme dans la section précédente, l'information contenue dans le SEAM (U.S. EPA, 1988b) a été organisée en trois niveaux : méthodes qualitatives, analyses quantitatives préliminaires et analyses quantitatives détaillées.

4.3.3.1 Méthodes qualitatives

Comme on le lit dans le SEAM, le dépistage (ou l'évaluation qualitative) du devenir des contaminants sert à :

- déterminer chacun des processus de transport régissant le déplacement de divers contaminants à l'intérieur des milieux environnementaux et d'un milieu à l'autre
- déterminer la direction et la vitesse de déplacement à partir du lieu
- déterminer les zones où des contaminants ont été ou pourraient être transportés.

L'évaluation qualitative aide à déterminer quelles sont les voies qui demandent à être analysées quantitativement de manière plus détaillée et à fournir une approche cohérente dans l'ensemble du lieu (figure 4.4). Le Système national de classification des lieux contaminés du CCME constitue un exemple d'une telle approche qui tient compte de l'exposition par l'eau souterraine, l'eau superficielle et le contact direct. La figure 4.3 présente une approche analogue, y compris davantage de questions sur les voies atmosphériques, mais sans le système de notation contenu dans le système du CCME. La figure apparaissant dans le HHEM de la U.S. EPA (1989c) a été modifiée pour être adaptée à l'évaluation du risque écologique. Le principal changement est que l'on considère qu'un biote est intéressant non seulement s'il est utilisé par les humains (p. ex. en agriculture, pour la chasse ou la pêche), mais aussi s'il contient un élément précieux de l'écosystème qui rend pertinente une évaluation du risque écologique. Il existe évidemment de nombreuses limitations à ces approches qualitatives. Par exemple, si la direction du déplacement du contaminant est claire dans le cas des cours d'eau et si l'on peut estimer à peu près les concentrations en se basant sur l'apport de

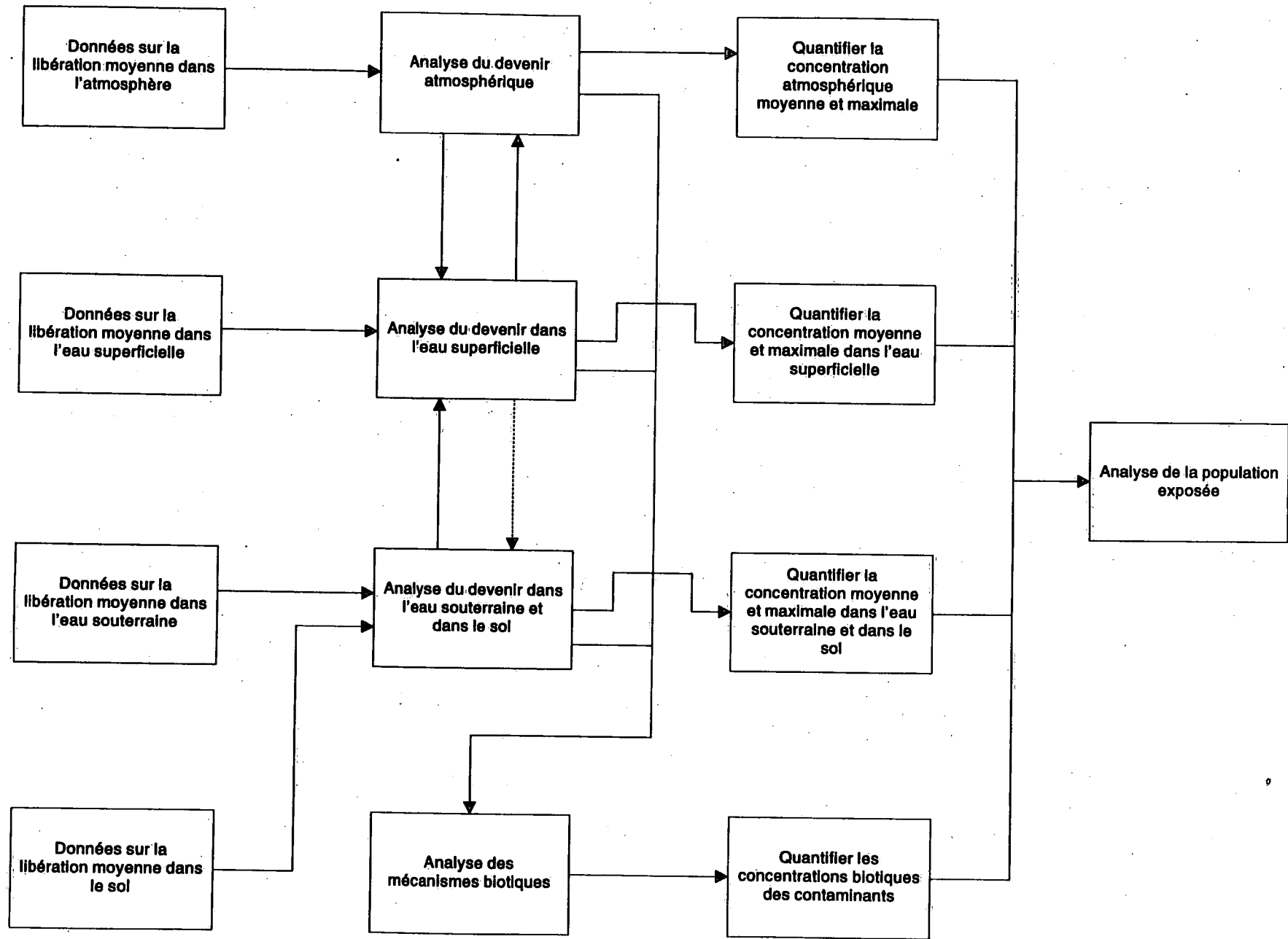


Figure 4.4 Aperçu de l'analyse du devenir et du transport dans l'environnement en vue de l'évaluation de l'exposition (PRC Environmental Management Inc., 1985).

contaminant et les volumes de dilution, ce n'est pas la même chose dans le cas des bassins et des estuaires. Du point de vue de l'évaluation du risque écologique, les concentrations de contaminants dans les tissus comestibles constituent une série clé de points finaux. Ces concentrations sont une fonction du niveau et du type d'exposition biotique aux contaminants, du partage des contaminants entre les tissus organiques et les milieux substrats, de la biodégradabilité des contaminants, des caractéristiques métaboliques spécifiques de l'organisme et des caractéristiques de l'écosystème (U.S. EPA, 1988b).

4.3.3.2 Analyses quantitatives préliminaires

Devenir dans l'atmosphère

Lorsque les analyses qualitatives montrent que l'atmosphère pourrait être un important moyen de transport, ou qu'une forme gazeuse d'un contaminant est particulièrement toxique pour le biote, il peut être justifié d'effectuer des analyses quantitatives du transport atmosphérique. On peut estimer les concentrations au niveau du sol sous le vent d'une source en fonction du taux de libération de la substance dans l'atmosphère (section 4.3.2), des coefficients de dispersion latéraux et verticaux (une fonction de la catégorie de stabilité atmosphérique et de la distance sous le vent à partir de la source du panache) et de la vitesse moyenne du vent. Le SEAM fournit les valeurs nécessaires des paramètres de dispersion pour effectuer ce calcul et il décrit aussi les équations nécessaires pour calculer les concentrations horaires maximales ainsi que la superficie à l'intérieur de laquelle la concentration est supérieure à une concentration critique prédéterminée. On peut estimer les concentrations maximales à court terme en supposant les conditions suivantes : conditions atmosphériques les plus stables, vitesse du vent minimale, pourcentage maximal du vent dans la direction de la population ou du récepteur considérés. Ces approches quantitatives préliminaires font plusieurs suppositions simplificatrices :

- la substance dangereuse peut rester aérienne indéfiniment (c.-à-d. qu'elle est gazeuse ou que ses particules ont un diamètre de moins de 20 μm)
- conditions à l'état d'équilibre (c.-à-d. vitesse du vent constante et libération continue du contaminant)
- dispersion longitudinale négligeable
- pas d'élimination ni de dégradation
- substance normalement répartie verticalement et latéralement

- environnement atmosphérique homogène (vitesse du vent, stabilité de l'air)

Malgré ces simplifications évidentes, ces équations peuvent être utilisées pour déterminer si les concentrations atmosphériques présentent des dangers potentiels pour les humains ou pour des éléments précieux de l'écosystème. Les taux de dépôt sec des matières dangereuses sur la végétation sont souvent difficiles à estimer car ils peuvent dépendre à la fois des conditions météorologiques et de l'activité de la plante.

Devenir dans les eaux superficielles

Le SEAM fournit des méthodes quantitatives préliminaires pour les cours d'eau et réfère les analystes préoccupés par les bassins et les estuaires à Mills et coll. (1982). La plus simple estimation des concentrations dans les cours d'eau est la concentration dans l'effluent divisée par le rapport de dilution (flux dans le cours d'eau plus flux dans l'effluent : flux dans l'effluent). Les transferts inter-milieux (c.-à-d. à partir de l'air, du sol, de l'eau souterraine ou des sources non ponctuelles) peuvent être aisément incorporés à cette équation (c.-à-d. masse ajoutée/débit). Le SEAM fournit aussi une équation pour la longueur de la zone de mélange. Il faut noter que cette approche simple présuppose des conditions d'équilibre, un mélange complet et l'absence d'élimination ou de dégradation. Il s'agit néanmoins d'un modèle de base utile pour une estimation prudente relative à des substances dangereuses et pour une estimation du pire cas dans le cas d'autres substances. Si les concentrations sont diluées jusqu'au-dessous des niveaux inquiétants et qu'il n'y a pas de récepteurs importants (ou de liens potentiels avec des récepteurs) à l'intérieur de la zone de mélange, alors l'évaluation de l'exposition peut ne pas nécessiter d'outils plus détaillés. Toutefois, la supposition relative au mélange complet devrait être soigneusement examinée avant d'accepter comme étant raisonnables ces estimations préliminaires.

Nabholz (1991) décrit deux approches quantitatives simples pour estimer les expositions de manière prudente dans le cas des cours d'eau. La première méthode fait appel à des percentiles des débits des cours d'eau obtenus auprès des stations de surveillance du débit (c.-à-d. le cours d'eau analogue jaugé le plus proche) pour estimer l'intervalle de mélange pour des conditions différentes (p. ex. le 10^e percentile d'un débit faible, le 10^e percentile d'un débit moyen). Ces taux de dilution sont utilisés pour calculer la gamme des concentrations en supposant un mélange instantané et aucune perte après le rejet. La seconde méthode utilise des mesures du débit quotidien pour prévoir combien de jours par année une concentration critique est susceptible d'être dépassée compte tenu des mêmes suppositions.

Dans le cas d'estimations non prudentes, de simples équations supposant une dégradation exponentielle peuvent être utilisées pour estimer les concentrations en aval de la zone de mélange et la distance en aval sur laquelle la substance reste à un niveau de concentration supérieur à celui qui a été prédéterminé. La dégradation exponentielle peut être basée sur des taux relevés dans la documentation ou estimée empiriquement à partir de données de surveillance. Dans ce dernier cas, il est important de choisir des valeurs saisonnières variables (ou estimation du pire cas) pour le taux de dégradation. Les concentrations à court terme peuvent être obtenues en appliquant le plus faible débit raisonnable pour 24 heures ou le débit minimal pendant 7 jours sur une période de 10 ans (7Q10).

Devenir dans les eaux souterraines

Le débit des eaux souterraines est extrêmement complexe et en essayant de résumer cet aspect du devenir on risque de négliger des processus importants. Le SEAM contient une description des processus clés et des facteurs qui influent sur eux. Les trois concepts clés sont les suivants :

- Les précipitations tombent verticalement à travers la zone insaturée jusqu'à la zone saturée puis à peu près horizontalement en suivant la zone saturée.
- Le taux d'infiltration de l'eau à travers la zone insaturée est limité par la charge hydraulique dans des conditions sèches et par la perméabilité du sol dans des conditions humides.
- Le taux de déplacement de l'eau à travers la zone saturée est déterminé par le gradient hydraulique (changement dans la charge hydraulique), par la conductivité hydraulique (capacité du sol de transporter l'eau) et par la superficie de la section transversale perpendiculaire à la direction du courant.

Il existe deux voies principales par lesquelles les déchets dangereux peuvent rejoindre ce courant : 1) lixiviation des déchets solides lorsque le contaminant se dissout dans les précipitations qui s'infiltrent, 2) percolation des contaminants liquides jusqu'à la nappe phréatique par gravité. La U.S. EPA (1988b) note que les contaminants liquides constituent généralement 60 % à 95 % des déchets totaux sur les lieux où se trouvent des déchets dangereux de sorte que la deuxième voie est généralement plus importante. La contamination des eaux souterraines peut aussi être due à des contaminants gazeux et à des transferts inter-milieux (p. ex. pluie abondante ou lavage abondant à partir de l'air, infiltration des eaux superficielles contaminées dans l'eau souterraine)

mais ces voies sont beaucoup moins importantes. Voici certaines caractéristiques importantes de la contamination des eaux souterraines (U.S. EPA, 1988b) :

- Une très faible quantité de contaminant concentré peut contaminer un volume important d'eau souterraine de l'ordre des ppm ou des ppb.
- La solubilité de l'eau et la densité d'un contaminant peuvent influencer sur la forme sous laquelle il est transporté (c.-à-d. sous forme de soluté, de colloïde ou sous forme concentrée, séparée) et donc sur son devenir ultime.
- La dilution est beaucoup plus faible dans les eaux souterraines que dans l'air ou dans l'eau en raison de l'absence de courant turbulent.
- La dispersion longitudinale (étirement) du panache de contaminant est beaucoup plus importante que la dispersion latérale; la dispersion longitudinale aide à la dilution dans le cas de déversements mais pas dans celui des sources continues.
- La transformation chimique et les processus de retardement sont difficiles à modéliser, mais ils peuvent réduire ou retarder (respectivement) le risque que les contaminants atteignent les individus et les écosystèmes.
- Une fois que la contamination est terminée, la désorption des contaminants du sol dans de l'eau souterraine propre peut retarder de beaucoup la récupération.

Le SEAM fournit des équations de bureau pour calculer la vitesse des précipitations qui s'infiltrent (zone insaturée) et de l'eau souterraine (zone saturée) à travers différents types de sols et de roches. Dans le cas des contaminants, ces équations de base sont modifiées pour représenter des viscosités et des masses volumiques différentes, les effets de retard sur les contaminants hydrophobes et les différents comportements de différentes substances en ce qui concerne la migration (c.-à-d. hydrophile ou hydrophobe; solide ou liquide; masse volumique faible, moyenne ou élevée). On fournit un nomographe pour estimer le temps, la distance et la concentration pour un point situé le long de la principale direction du courant d'eau souterraine. Les données de surveillance sont extrêmement utiles pour estimer l'étendue spatiale de la contamination, particulièrement celles qui sont fournies par des puits de surveillance qui extraient une faible quantité d'eau et n'influent donc pas sur le courant des eaux souterraines.

4.3.3.3 Analyses quantitatives détaillées

Les analyses quantitatives détaillées nécessaires pour prévoir le devenir des contaminants comporte des mesures directes ou la sélection, l'étalonnage et l'application d'un modèle informatisé. Les critères de sélection du modèle sont entre autres les suivants :

- capacité du modèle de tenir compte de mécanismes importants de transport, de transformation et de transfert
- ajustement du modèle à des paramètres spécifiques du lieu et des substances
- données nécessaires à l'application du modèle par rapport à l'information disponible et fiable qui existe relativement au lieu
- forme et contenu de l'extrait fourni par le modèle (pertinence par rapport aux besoins particuliers de l'évaluation du risque pour les humains ou de l'évaluation du risque écologique)

Le SEAM recommande l'utilisation du système graphique de modélisation de l'exposition ou Graphical Exposure Modeling System (GEMS), mis au point par la U.S. EPA, division de l'évaluation de l'exposition, bureau des substances toxiques (Office of Toxic Substances). Ce système qui fonctionne sur ordinateur VAX accessible par modem, comporte les éléments suivants :

- modèles pouvant évaluer le devenir des contaminants dans l'air, les eaux superficielles et le sol
- fichiers de données pertinentes (sol, utilisation du terrain et données météorologiques pour tous les États-Unis, ainsi que pour de nombreux cours d'eau, lacs et réservoirs)
- manipulation des intrants par l'utilisateur et capacités de stockage
- programme de traitement statistique
- capacités graphiques

Le SEAM fait la liste de plusieurs documents de la U.S. EPA et d'autre documentation fournissant des critères de sélection des modèles. Les questions relatives à la modélisation de chacun des milieux pour chacun des milieux décrits dans la section 4.3.3.2 sont données ci-après.

Devenir dans l'atmosphère

Comme les modèles n'ont pas tous la même capacité d'incorporer différents processus, pour choisir

un modèle informatisé du transport et devenir atmosphérique, il faut prendre en considération les plus importants processus qui interviennent sur le lieu même. Parmi ces processus, on compte les *transferts inter-milieux* (dissolution de gaz dans les gouttes d'eau, adsorption sur des particules, décantation par gravité et précipitation) et les *transformations intra-milieux* (photolyse et oxydation). Comme les substances dangereuses sont généralement libérées à partir du sol, les effets du *terrain* sur les vents peuvent être très importants.

Le SEAM fournit un résumé des divers modèles de devenir atmosphérique. Le SEAM inclut aussi des tableaux qui comparent les caractéristiques et les besoins en intrants des différents modèles. La U.S. EPA a inclus les modèles Industrial Source Complex (ISC) et TOXBOX dans son système GEMS.

Devenir dans l'eau superficielle

Pour sélectionner des modèles permettant d'effectuer des calculs du devenir dans les eaux superficielles, il faut prendre en compte les capacités relatives de ces modèles à simuler les *transferts inter-milieux* (volatilisation, sédimentation, sorption) et les *transformations intra-milieux* (photolyse, oxydation, hydrolyse, biodégradation) les plus importants pour les contaminants et pour le lieu en question. Les facteurs qui régissent le taux de chacun de ces processus sont discutés dans le SEAM, pour aider l'analyste à se concentrer sur les capacités critiques du modèle. Certaines des propriétés physiques et chimiques clés qui influent sur ces processus ont été traitées dans la section 4.3.1.

Le SEAM résume les besoins en ressources et les sources d'information pour divers modèles du devenir dans les eaux souterraines. Les besoins en ressources pour ces modèles varient largement. Ils vont du WQAM, qui est une méthode de bureau ne nécessitant pas d'ordinateur à l'EXAMS qui doit être installé et monté après que toutes les données ont été organisées. De plus, l'organisation des données consomme souvent une portion considérable du temps nécessaire à la modélisation. Il est sage d'examiner soigneusement les besoins de la modélisation avant de commencer à appliquer un modèle donné. La plupart de ces modèles nécessitent des estimations des taux moyens de libération des contaminants, des coefficients de partage chimiques, des débits, de la physiographie du plan d'eau, de la colonne d'eau et des coefficients de dégradation du lit de sédiments, des propriétés physiques et chimiques des substances, des vitesses de sédimentation et de remise en suspension et de la granulométrie des sédiments. Certains de ces paramètres peuvent être estimés d'après l'étalonnage des données de surveillance. La surveillance peut aussi être nécessaire pour caractériser les facteurs environnementaux qui

modifient les taux de divers processus (p. ex. DO, pH, température, teneur en éléments nutritifs).

Devenir dans l'eau souterraine

La U.S. EPA (1988b) fournit un résumé des approches de modélisation pour l'évaluation en profondeur des substances dangereuses. Deux de ces modèles sont inclus dans le système GEMS de l'EPA : SESOIL et AT123D. Le dernier est un bon exemple de l'état actuel des connaissances et des ressources nécessaires pour supporter ce type de modélisation. AT123D peut simuler le transport et le devenir des matières dangereuses dans 300 situations différentes choisies par l'utilisateur (p. ex., 8 configurations différentes de la source, 3 dynamiques différentes de libération des contaminants, des emplacements différents de l'aquifère). Le modèle donne la concentration de contaminant à un point quelconque, à une distance en aval et latérale spécifiée et à une profondeur spécifiée ou en fonction du temps à partir du moment où la source a commencé à libérer des contaminants. Ce modèle exige effectivement des intrants substantiels notamment les suivants : coefficients de dispersion latérale, verticale et longitudinale; géométrie de l'aquifère, particulièrement la configuration des aquitards; propriétés du sol (densité apparente, porosité effective, conductivité hydraulique); type de source; durée de la libération et force; coefficient de partage sol-déchet dans le cours d'eau; gradients hydrauliques; et une constante de dégradation globale pour la substance étudiée. Certains des modèles les plus récents font appel à des simulations Monte Carlo (p. ex. plusieurs milliers de passages avec des intrants variables) pour évaluer les effets de variations dans les données environnementales.

4.3.4 Analyse des voies d'exposition

Pour analyser les voies d'exposition, il faut déterminer quelles sont les voies d'exposition plausibles pour chacun des récepteurs identifiés (figure 4.2). Cette analyse examine les voies d'exposition avec la perspective de l'organisme plutôt qu'avec la perspective du lieu d'entreposage des déchets dangereux. Pour chaque élément précieux de l'écosystème, l'exposition est-elle susceptible de se produire par contact direct, ingestion d'eau, ingestion de sol ou de sédiments, ou par le réseau alimentaire? Les voies directes et indirectes doivent être considérées. Souvent, certaines voies peuvent être rapidement écartées par de simples calculs. Par exemple, Fordham et Reagan (1991) ont déterminé, d'après les concentrations mesurées dans l'eau et la ration d'eau quotidienne, que la bioconcentration de la dieldrine chez l'aigle à tête blanche par ingestion d'eau était négligeable par rapport à l'apport à partir de la nourriture. Un autre facteur que l'on ne doit pas négliger ici est la proportion de temps qu'un

animal passe au voisinage de la zone polluée. Fordham et Reagan (1991) ont prudemment supposé que la source de contaminant aquatique alimentait en gros les aigles à tête blanche alors qu'en réalité seulement 10 % de leur alimentation était basée sur le réseau alimentaire aquatique.

En dernier lieu, il faudra additionner toutes les voies différentes d'exposition pour un élément donné d'un écosystème pour pouvoir effectuer des calculs de l'exposition à long terme et à court terme (extrêmes). L'horizon spatial et temporel de ces calculs variera avec les différents organismes.

4.3.5 Quantification de l'exposition des récepteurs aquatiques

4.3.5.1 Techniques qualitatives

La figure 4.5 montre les étapes à prendre en considération dans le cas des expositions potentielles par les chaînes alimentaires. Le SEAM (U.S. EPA, 1988b) fournit certaines questions auxquelles il est utile de répondre pour chacune de ces étapes, comme celles de la figure 4.2. D'importantes chaînes alimentaires peuvent être identifiées grâce au diagramme de fonctionnement de la figure 4.3.

4.3.5.2 Analyses quantitatives préliminaires

La concentration des contaminants chez les organismes est soumise à l'influence de la concentration de contaminant dans le milieu environnemental, par le taux métabolique de l'organisme, par la biodisponibilité de la substance et par les caractéristiques des processus métaboliques de l'espèce. Le transport et la répartition subissent aussi l'influence de la migration des organismes (ou de la dispersion avec un courant advectif) par le déplacement des contaminants à travers la chaîne alimentaire (bioamplification) et par le transport et la répartition résultant d'une activité humaine commerciale ou sportive. Bien que les modèles aient été construits pour des contaminants et des organismes particuliers (p. ex., Gobas, 1991), il existe peu d'approches simples généralisées. L'approche simple la plus courante (U.S. EPA, 1991) est l'utilisation de facteurs de bioaccumulation (FBA), basée sur la surveillance des concentrations dans l'eau et dans les tissus ou (moins préférable) les valeurs trouvées dans la documentation. Ces dernières sont moins préférables en raison de l'influence des paramètres du lieu sur les facteurs de bioaccumulation (p. ex., la température, le pH et la salinité).

Le fait de spécifier une chaîne alimentaire pour les analyses du modèle de risque écologique constitue un compromis entre la réalité, les données et la

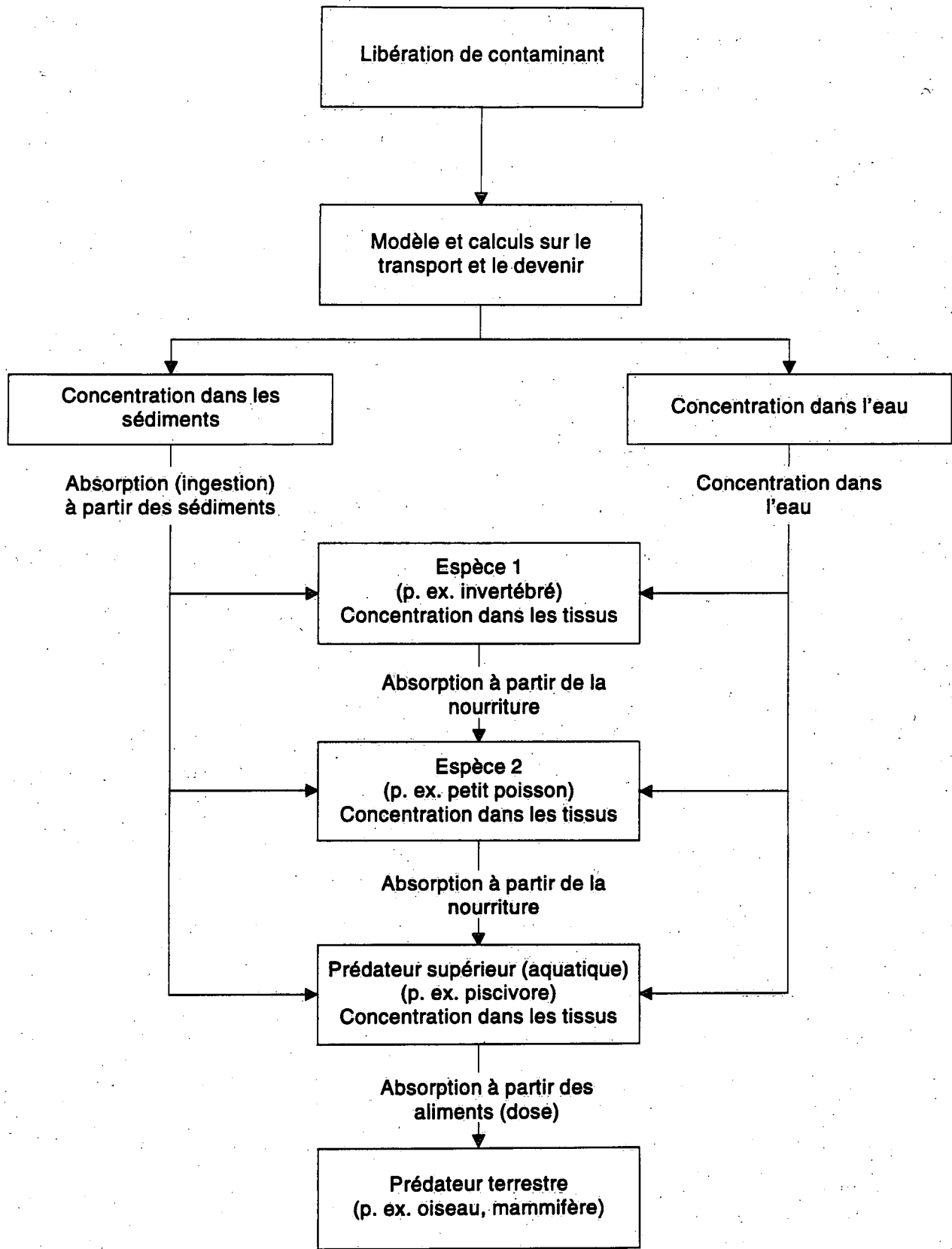


Figure 4.5 Exposition dans les chaînes alimentaires a) chaînes alimentaires aquatiques.

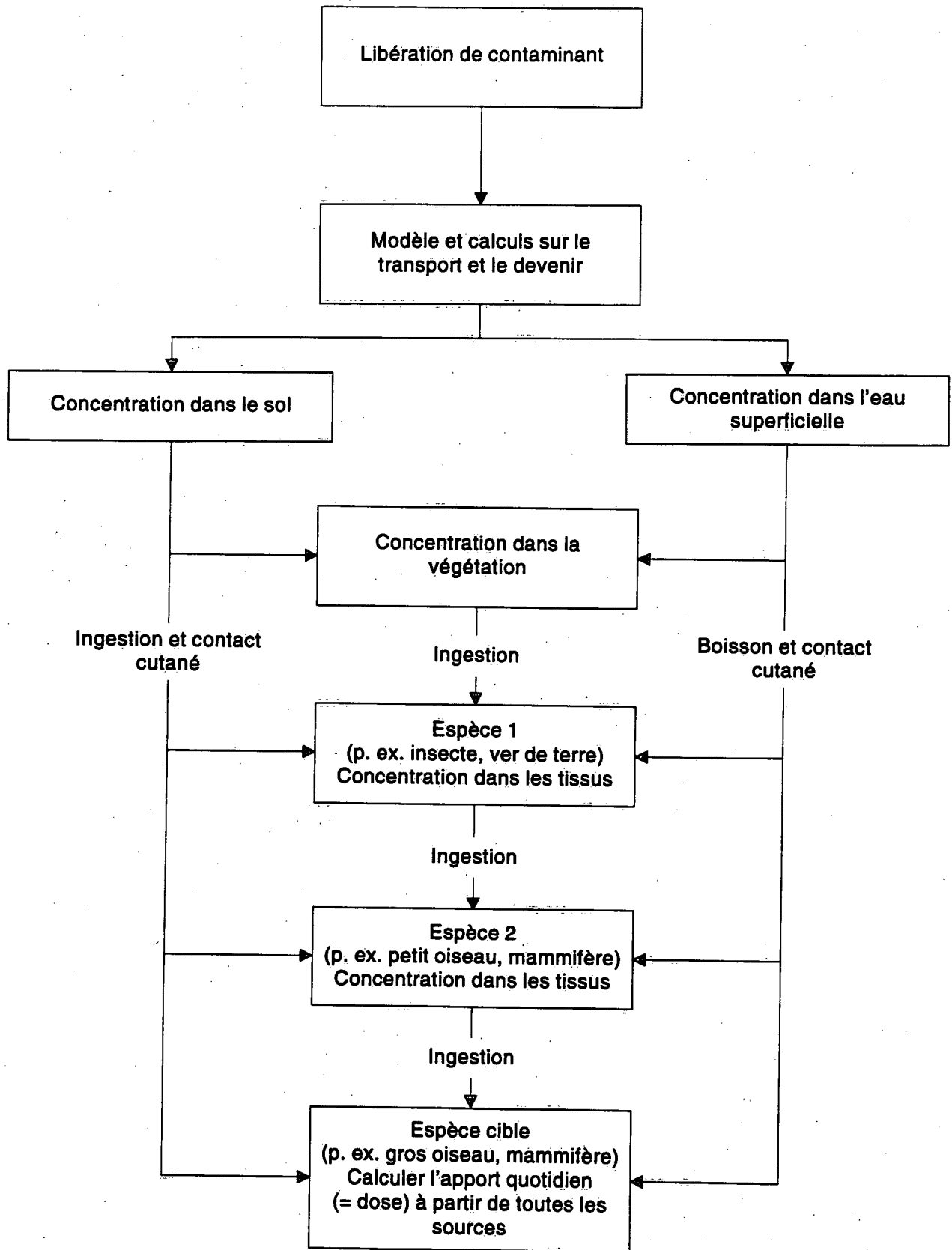


Figure 4.5 Exposition dans les chaînes alimentaires b) chaînes alimentaires terrestres.

compréhension disponible. Fordham et Reagan (1991) donnent les principes suivants :

1. En regroupant les espèces ayant des habitudes alimentaires analogues en groupes d'espèces clés, on obtient une représentation de la bioaccumulation par espèce clé pour d'autres organismes du même groupe d'alimentation.
2. En sélectionnant les organismes les plus sensibles (ou organismes les plus susceptibles d'accumuler des concentrations plus importantes de contaminants) comme espèces-puits, on utilise une approche prudente pour élaborer des critères pour les contaminants sujets à la bioaccumulation.
3. En utilisant une approche prudente, on peut également protéger d'autres populations sensibles.

Les modèles les plus simples de bioaccumulation dans les chaînes alimentaires sont basés sur cinq variables à chaque niveau trophique (Fordham et Reagan, 1991):

1. la concentration de contaminants chez les organismes prédateurs
2. l'efficacité de l'assimilation (g de contaminant absorbé/g de contaminant ingéré)
3. la ration quotidienne totale (g aliment/g poids corporel/jour)
4. le taux de dépuraton ou de perte (/jour)
5. la fraction de l'alimentation de l'organisme constituée de chaque organisme prédateur. À l'aide de cette méthode, on peut construire autant de niveaux trophiques qu'il est nécessaire, à condition de disposer de paramètres fiables pour chaque niveau.

4.3.5.3 Analyses quantitatives détaillées

La modélisation de la bioaccumulation dans les chaînes aquatiques commence généralement avec des organismes planctoniques et benthiques ou avec des macrophytes, généralement à l'aide d'approches simples. Il s'agit entre autre de l'utilisation de facteurs de bioaccumulation, de simples modèles pharmacocinétiques (Gobas et coll., 1991) ou bien l'on suppose qu'il y a équilibre entre les concentrations de contaminants dans l'organisme (p. ex. tissus lipidiques des organismes benthiques) et l'environnement (p. ex. les concentrations de contaminants dans la matière organique des sédiments). On peut calculer les facteurs

de bioaccumulation d'après la documentation (approche de niveau 2) ou bien les estimer empiriquement sur les lieux. Pour les estimations empiriques, il faut que le contaminant soit présent dans le milieu-source en concentrations mesurables, ce qui est souvent vrai dans le cas des sédiments, mais pas souvent dans le cas de l'eau. Les facteurs de bioaccumulation peuvent varier de manière saisonnière en raison de changements dans la biodisponibilité et la physiologie des organismes ou de fluctuation dans la chimie de l'eau (p. ex. des changements de pH peuvent influencer sur le degré de dissociation du contaminant, des changements de la teneur en matières solides totales en suspension peuvent influencer sur la sorption et la biodisponibilité).

En supposant que les concentrations de contaminants dans ces groupes benthiques et planctoniques peuvent être estimées ou directement mesurées, la prochaine étape consiste à estimer la composition de l'alimentation moyenne de chacune des espèces de poisson à l'étude. Il s'agit de spécifier les proportions de chaque groupe benthique et planctonique dans l'alimentation des poissons, suivant la saison si nécessaire. La répartition spatiale de chaque espèce de poisson dans les zones où les concentrations varient largement doit aussi être connue, mais on ne dispose habituellement pas de cette information.

Il existe un nombre considérable d'indications théoriques et empiriques pour prévoir la bioaccumulation des contaminants chez le poisson qui s'obtient à l'aide de modèles pharmacocinétiques (Gobas et Mackay, 1987; Thomann, 1989). Les facteurs physiques et chimiques mentionnés ci-haut pour le benthos sont également importants pour le poisson et ils doivent être pris en compte dans les modèles d'exposition qui sont à la base des modèles pharmacocinétiques. L'approche de Gobas (sous presse) est typique en ce qui concerne l'évaluation de la bioaccumulation des contaminants hydrophobes dans les lacs. Dans ce modèle, le changement de la concentration du poisson en fonction du temps est représenté par l'équation suivante :

$$\frac{dC_F}{dt} = k_1 C_{WD} - k_2 C_D + k_D C_D - k_E C_F - k_G C_F - k_M C_F \quad [4.1]$$

où:

- k_1 est le taux d'absorption de l'eau à travers les branchies (L/kg/jour);
- k_2 est le taux d'élimination par les branchies dans l'eau (1/jour);

- k_D est le taux de consommation alimentaire (kg aliment/kg poisson/jour);
- k_E est le taux d'élimination (1/jour);
- k_G est le taux de croissance (/jour);
- k_M est le taux de dégradation métabolique du contaminant, qui est de zéro pour les contaminants persistants (1/jour);
- C_{WD} est la concentration de contaminant biologiquement disponible dans l'eau (mg/L);
- C_F est la concentration de contaminant dans le poisson (mg/kg poisson);
- C_D est la concentration moyenne de contaminant dans l'alimentation du poisson (mg/kg), calculée à partir d'une moyenne pondérée en fonction de la fraction alimentaire des concentrations de contaminants dans les organismes qui constituent l'alimentation.

À l'état d'équilibre, on obtient l'équation simplifiée suivante :

$$C_F = \frac{(k_1 C_{WD} + k_D C_D)}{(k_2 + k_E + k_G + k_M)} \quad [4.2]$$

ou :

$$C_F = BCF \times C_{WD} + BMF \times C_D \quad [4.3]$$

où BCF et BMF sont respectivement le facteur de bioconcentration [$k_1/(k_2+k_E+k_G+k_M)$] et le facteur de bioamplification [$k_D/(k_2+k_E+k_G+k_M)$]. Chacun des taux apparaissant dans les équations 4.1 et 4.2 sont dérivés à partir d'équations empiriques qui sont valables pour de nombreuses espèces différentes et qui ne sont reliées qu'à quelques intrants simples : la masse du poisson, son taux de croissance et ses préférences alimentaires, la température de l'eau et le K_{OE} (coefficient de partage dans le mélange octanol-eau) du contaminant (Gobas, sous presse). Il s'ensuit que ces relations sont généralement applicables.

Une fois que l'on a estimé les concentrations de contaminant dans le poisson, le processus est répété pour les oiseaux et les mammifères piscivores. Bien que les théories et les modèles ne soient pas aussi au point pour ces groupes, le problème est un peu plus

simple en ce sens qu'il suffit de considérer la bioamplification et pas la bioconcentration. Clark et coll. (1988) donnent un exemple d'une modélisation pour estimer les concentrations de contaminant chez les goélands argentés. Les oeufs des oiseaux constituent souvent le moyen le plus pratique de surveiller les contaminants pour étalonner ces modèles; on suppose alors que l'espèce sélectionnée est suffisamment abondante pour que l'échantillonnage n'ait pas un impact écologique important.

4.3.6 Quantification de l'exposition des récepteurs terrestres

4.3.6.1 Techniques qualitatives

La figure 4.5 montre les étapes à prendre en compte dans le cas d'expositions potentielles par les chaînes alimentaires. Le SEAM (U.S. EPA 1988b) pose quelques questions utiles au sujet de chacune de ces étapes, comme dans le cas de la figure 4.2. On peut déterminer d'importantes chaînes alimentaires au moyen du diagramme de fonctionnement de la figure 4.3. En plus de ces macro-organismes, il existe un intérêt croissant à l'égard de l'exposition à des communautés microbiennes qui sont un important élément terrestre.

4.3.6.2 Analyses quantitatives préliminaires

Dans les systèmes terrestres, l'exposition est exprimée sous forme de dose ou d'apport quotidien de contaminant. Urban et Cook (1986; U.S. EPA protocol pesticide risk assessments) et Jones et Stokes (1991; California Department of Transport protocol for herbicide risk assessments) proposent des méthodes simples pour calculer l'exposition des oiseaux et mammifères terrestres. Urban et Cook (1986) fournissent des relations empiriques entre les taux d'application des pesticides et les concentrations qui en résultent dans les plantes fourragères. Ces relations peuvent être utilisées pour estimer directement la dose (apport quotidien de produit chimique) chez les herbivores. Kenaga (1980) fournit des relations entre les propriétés chimiques (p. ex. la solubilité) et les facteurs de bioconcentration. Ces relations peuvent être utilisées pour estimer les concentrations chez les herbivores et leurs prédateurs à partir des concentrations estimées dans les plantes fourragères. Ces méthodes quantitatives simples sont au mieux des approximations et elles tiennent rarement compte de toutes les voies d'exposition.

4.3.6.3 Analyses quantitatives détaillées

Les modèles détaillés de l'absorption des contaminants par des espèces terrestres sont rares et ceux qui existent ont généralement été adaptés aux modèles

d'exposition des humains. Comme dans le cas des modèles d'absorption aquatiques, la première étape consiste à construire une chaîne alimentaire ou un réseau qui inclut l'espèce la plus susceptible d'être exposée au contaminant. Il existe plusieurs différences importantes entre les modèles d'absorption par la chaîne alimentaire aquatique et terrestre :

- Les organismes aquatiques sont continuellement exposés à des contaminants dissous dans la colonne d'eau; il n'y a pas d'équivalent pour cette voie d'exposition dans le cas des systèmes terrestres.
- Il y a habituellement plus de voies ou de mécanismes d'exposition dans le cas des systèmes terrestres.
- Le comportement et la répartition spatiale des organismes terrestres est habituellement plus complexe que ceux des organismes aquatiques.

En raison de ces différences, il est habituellement plus difficile d'estimer l'exposition que dans le cas des systèmes aquatiques. Les voies d'exposition pour les oiseaux et les mammifères sont l'ingestion d'aliments, l'ingestion pendant la toilette et le lissage des plumes, l'ingestion par la boisson, l'absorption par la peau et l'inhalation. Les trois premières voies d'exposition sont habituellement considérées comme étant les plus importantes, mais les deux dernières peuvent être importantes après un traitement de pulvérisation des pesticides. Un modèle d'absorption doit estimer l'absorption à partir de la plupart ou de toutes ces vies et exige donc :

- une estimation des concentrations dans les aliments, l'eau, le sol et l'air. Les concentrations dans les aliments peuvent être estimées par le modèle comme les aliments sont généralement les espèces qui composent la chaîne alimentaire. Toutefois, ces concentrations peuvent aussi être mesurées directement dans des plantes ou dans des animaux courants situés à la base de la chaîne alimentaire
- les paramètres métaboliques (p. ex. les taux d'ingestion, les taux d'évacuation, les taux d'absorption et de dépuración des contaminants)
- le comportement (p. ex. habitudes ou préférences alimentaires, déplacement/migration/dispersion, comportement d'évitement potentiel)

Les paramètres métaboliques régissent le devenir du contaminant dans l'organisme et le transfert des contaminants d'un niveau trophique à l'autre. Le com-

portement peut déterminer le potentiel d'absorption par différentes voies.

On décrit ici trois exemples de modèles d'absorption visant spécifiquement des écosystèmes terrestres et des modèles aquatiques. Des modèles aquatiques ou humains pourraient toujours être modifiés en fonction des écosystèmes terrestres. Tasca et coll. (1989; document cité et examiné par Pastorok et Sampson, 1990) proposent un modèle de chaîne alimentaire conçu pour évaluer les risques dus à des émissions atmosphériques, mais qui pourrait être adapté en fonction de l'exposition par d'autres émissions ou sources. Les auteurs fournissent certaines valeurs standard pour les paramètres, particulièrement pour les taux métaboliques. Menzie et coll. (1992) ont comparé la modélisation, les épreuves biologiques et les méthodes appliquées sur le terrain en ce qui concerne les conditions d'évaluation et les risques menaçant pour un lieu Superfund contaminé par des pesticides. Ce document devrait être lu par tous ceux qui entreprennent l'évaluation du risque écologique d'un écosystème terrestre. En fin de compte, les modèles ne devraient être utilisés que comme méthodes de dépistage pour évaluer l'exposition potentielle; les méthodes applicables sur le terrain sont essentielles pour évaluer avec exactitude l'exposition. Pastorok et Sampson (1990) indiquent que la U.S. EPA met actuellement au point un modèle d'évaluation de l'exposition des écosystèmes terrestres (TEEM pour Terrestrial Ecosystem Exposure Assessment Model, qui porte plus particulièrement sur l'absorption des pesticides par les oiseaux. Dans la U.S. EPA (1991), plus particulièrement dans l'annexe C, on trouvera une bonne discussion des incertitudes, carences et difficultés dans le cas de l'estimation de l'exposition dans les systèmes terrestres. Les difficultés et carences étaient liées aux différences entre les modèles d'absorption par les systèmes aquatiques et terrestres susmentionnés. Le consensus auquel en sont venus les participants à la discussion était que les modèles d'exposition existant n'étaient pas encore adéquats pour être utilisés de manière générale, mais qu'il était nécessaire de continuer à mettre au point de tels modèles pour l'évaluation des risques.

4.3.7 Analyse de l'incertitude

Le document U.S. EPA (1988b) fournit une bonne taxonomie de l'incertitude pour les évaluations des expositions. Les sources d'incertitude sont entre autres les suivantes:

1. Incertitude relative aux intrants

- variation spatiale dans les paramètres (p. ex., conductivité hydraulique dans les sols)
- manque de données sur les paramètres clés

2. Incertitude structurale relative au modèle

- simplification des modèles (p. ex. sols homogènes)
- moyenne des conductivités hydrauliques à travers différents types de sols (ceci cause des erreurs, il est préférable de modéliser des couches séparées)
- suppositions relatives à la dispersion (p. ex. profondeur des aquifères)
- modèles numériques ou analytiques
- exclusion ou simplification des processus de dégradation
- sélection d'intervalles temps appropriés
- forme de la source de contaminant
- supposition que le système est à l'état d'équilibre
- dimension appropriée (1-3D)

3. Incertitude relative au scénario

- en combinant des suppositions prudentes pour de nombreux éléments on risque d'obtenir des projections trop prudentes
- on ne dispose habituellement pas d'estimations quantitatives de l'incertitude pour des scénarios de libération

Il existe plusieurs approches pour régler ces sources d'incertitude. Voici trois méthodes courantes : analyses de la sensibilité, simulation Monte Carlo et utilisation de données de surveillance pour l'étalonnage de modèles. Les analyses de sensibilité qualitatives et quantitatives sont très importantes puisqu'elles fournissent à la personne qui fait la modélisation une bonne compréhension de la sensibilité mathématique de son modèle. Avec les analyses Monte Carlo, il est possible de spécifier quels sont les paramètres intrants incertains sous forme de distribution plutôt que sous forme de valeurs fixes et d'évaluer les effets de l'incertitude des variables intrants. Toutefois, cette incertitude peut être substantielle. Une étude Monte Carlo a permis de constater qu'en l'absence de contraintes sur la répartition des paramètres intrants (p. ex. absence de données), les estimations de la vitesse d'un soluté variaient de plus de quatre ordres de grandeur (Mercer et coll., 1985). Certaines données sont requises pour spécifier la distribution des paramètres intrants; autrement, l'incertitude des extrants est purement fonction des suppositions faites au sujet de l'incertitude des

distributions des paramètres intrants. Dans les analyses Monte Carlo, il faut faire attention de tenir compte de la corrélation entre des paramètres; si l'on suppose que toutes les répartitions des paramètres sont indépendantes, on surestimera le degré d'incertitude. Fordham et Reagan (1991) fournissent un excellent exemple de l'application des analyses Monte Carlo à une évaluation du risque écologique dans un lieu où se trouvent des déchets dangereux.

Les données de surveillance sont d'une valeur inestimable pour réduire l'incertitude par l'intermédiaire de l'étalonnage des modèles. Les biais dans l'extrait du modèle peuvent aussi être corrigés avec les données de surveillance. Toutefois, les données de surveillance sont plus utiles pour réduire l'incertitude dans le cas de la modélisation dans l'air et dans les eaux superficielles que dans le cas des modèles dans les eaux souterraines. En effet, il en est ainsi à cause du retard dans le déplacement dans l'eau souterraine. Les prévisions du modèle dans l'eau souterraine en ce qui concerne des changements futurs dans la qualité des eaux peuvent être corrects, mais le panache de contaminant peut ne pas avoir atteint le point où sont prélevés les échantillons.

4.4 Conclusions

L'utilisation de méthodes successivement plus perfectionnées (p. ex. méthodes qualitatives, méthodes quantitatives préliminaires, modèles quantitatifs détaillés) permet de se concentrer sur les processus critiques et de réduire ainsi l'incertitude relative à l'évaluation de l'exposition globale (et les dépenses qui y sont rattachées). Les décisions relatives au niveau de détail des évaluations de l'exposition devraient être faites de concert avec des décisions analogues au sujet de l'évaluation des récepteurs et de l'évaluation du danger. Le degré de précision de différents éléments d'une évaluation du risque écologique devrait être plus ou moins le même. Il est inutile de disposer d'un modèle quantitatif très détaillé pour les expositions si les relations dose-réponse utilisées pour l'évaluation du danger présentent une grande incertitude. On n'insistera jamais assez sur l'importance des données de surveillance pour ancrer les projections du modèle d'exposition dans la réalité. Finalement, la modélisation de l'exposition est une science en pleine évolution; il est très important que les analystes se gardent au courant des progrès (c.-à-d. nouveaux outils, essais sur le terrain effectués pour appliquer les méthodes existantes, critiques et comparaisons des modèles) pour sélectionner l'approche la plus appropriée aux contaminants et aux lieux considérés.

Il y a un besoin pressant en ce qui concerne les essais de validation des modèles d'exposition simples sur les lieux où se trouvent des déchets dangereux par des études de cas. Les travaux effectués par Menzie et

coll. (1992) constituent un excellent exemple de l'apprentissage acquis au cours de ce type d'exercice.

5.0 CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS

5.1 Définition et aperçu

Le terme récepteur désigne dans la présente section un élément d'un écosystème qui est ou peut être sujet à des effets néfastes d'un polluant ou d'autres agents stressants émanant d'un lieu contaminé. Les récepteurs peuvent être des éléments biologiques ou abiotiques (p. ex. air ou qualité de l'eau). Pour les besoins du présent rapport, les humains ne sont pas considérés comme étant un récepteur écologique.

Il est essentiel d'élaborer tôt dans le processus d'évaluation du risque écologique des objectifs spécifiques bien articulés (section 3.0). Il devrait exister un lien clair entre les objectifs de l'évaluation du risque écologique et l'approche utilisée pour la caractérisation des récepteurs. Par exemple, pour élaborer des objectifs d'assainissement spécifiques d'un lieu contaminé, la caractérisation des récepteurs devrait se concentrer non seulement sur l'identification des récepteurs sensibles ou vulnérables, mais aussi sur la quantification des conditions courantes de sorte que les études de suivi puissent déterminer si oui ou non l'intervention choisie a donné les résultats escomptés.

La caractérisation des récepteurs se fait généralement suivant une approche par niveaux comme cela a été proposé dans la section 2.0. D'abord, un dépistage préliminaire aide à déterminer quels sont les éléments de l'écosystème les plus susceptibles d'être touchés par les agents stressants qu'on croit présents dans le lieu contaminé. Lors de cette phase initiale, il y a des interactions continues entre l'information préliminaire recueillie sur l'exposition et l'identification des habitats et espèces qui sont des récepteurs potentiels. Ce niveau de dépistage aide à sélectionner une série de départ pour établir les points finaux de l'évaluation et des mesures que ce soit pour la caractérisation des récepteurs (section 5.2) ou pour l'évaluation du danger (section 6.3). Dans le cas des niveaux suivants, on fait surtout porter les efforts sur le raffinement de la liste des points finaux sélectionnés, la collecte d'information applicable par l'intermédiaire des données recueillies sur le terrain, la modélisation du risque ou des travaux en laboratoire.

Des interactions considérables sont nécessaires entre la caractérisation des récepteurs et l'évaluation du danger et les chercheurs doivent insister sur cette interdépendance. La revue des sections 5.0 et 6.0 révélera que ces deux parties présentent la même organisation structurale de base, mais qu'elles présen-

tent une utilisation différente de données. Comme on l'a indiqué précédemment, il est important que l'information générée par ces deux éléments de l'évaluation du risque écologique soit complémentaire. La caractérisation des récepteurs influe largement sur la sélection des techniques d'évaluation du danger.

Le principal objectif de la présente section est de résumer le processus de caractérisation des récepteurs. En terme de réglementation, la stratégie privilégiée serait d'appliquer toujours une série uniforme de techniques standard rigoureuses à la caractérisation des récepteurs, quel que soit l'endroit. Malheureusement, en raison de la variabilité naturelle des systèmes environnementaux, cela n'est pas possible. L'approche proposée ici (section 8.0) est à la fois exhaustive et flexible. En fin de compte, l'approche proposée pour la caractérisation des récepteurs dépend toutefois d'un jugement éclairé pour faire face à la complexité écologique spécifique du lieu.

Dans la préparation du cadre de travail, la documentation suivante a été examinée : Barnhouse et coll. (1986); Burmaster et coll. (1991); Bums et coll. (1990); Eschenroeder et coll. (1980); Norton et coll. (1988); O'Neill et coll. (1986); Onishi et coll. (1982); Parkhurst et coll. (1990); Pastorok et Sampson (1990); Ramm (1988); Rodier (1987); Suter et coll. (1986); Suter (1986); U.S. EPA OTS (1984); U.S. EPA (1991); U.S. DOI (1987); Urban et Cook (1986). Aucun de ces auteurs ne présente une approche méthodique, systématique pour identifier ou caractériser des récepteurs. Dans la plupart des cas, les auteurs indiquent qu'il est nécessaire d'obtenir de l'information sur les récepteurs au niveau de la population pour évaluer le risque écologique, mais rares sont ceux qui indiquent spécifiquement comment les populations doivent être sélectionnées ou quels sont les paramètres de population qui sont importants. Habituellement, les auteurs indiquent seulement que la caractérisation des récepteurs doit être faite et ils laissent entendre qu'un groupe quelconque d'experts fournira les données nécessaires. Les éléments clés de la caractérisation des récepteurs sont donnés à la figure 5.1.

5.2 Caractérisation qualitative

Le principal objet du dépistage initial est de simplifier la tâche de caractérisation des récepteurs en limitant les habitats et les espèces considérés à ceux qui sont les plus susceptibles d'être touchés par des agents stressants présents dans le lieu contaminé. Les habitats récepteurs potentiels (aquatiques, terrestres) et les éléments de l'écosystème (individus, populations, communautés) sont déterminés grâce à un processus qui consiste à considérer les chevauchements spatiaux et temporels entre des agents stressants du lieu contaminé et des éléments des écosystèmes adjacents et voisins. Le dépistage initial est habituellement basé sur

CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS

- **NIVEAU ORGANISATIONNEL**

- Sélectionner le ou les niveaux d'organisation appropriés _____ *organisme, population, communauté, écosystème, région*

- **POINTS FINAUX**

- Sélectionner les point finaux de l'évaluation et des mesures _____ *spécifique du lieu*
- Tenir compte de l'échelle spatiale et temporelle _____ *tenir compte de la migration, de la distribution des récepteurs*
- Pertinence des récepteurs _____ *s'assurer que les récepteurs sont pertinents pour évaluer d'autres mesures d'assainissement*

- **CARACTÉRISATION DE L'HABITAT**

- Attributs physiques et chimiques _____ *reliés à l'évaluation de l'exposition*
- Sensibilité _____ *tenir compte de la vulnérabilité de l'habitat dans la caractérisation*

Figure 5.1 Étapes pour évaluer les éléments clés de la caractérisation des récepteurs.

une étude des données et de l'information disponibles, une visite de reconnaissance du terrain et une évaluation qualitative des effets potentiels. Le dépistage peut être effectué à l'aide d'une combinaison d'un jugement de la part d'experts complété par des outils informatiques comme les systèmes d'information géographique (SIG) où l'on a entré les données pertinentes pour la zone à l'étude. Pendant le dépistage, on devrait tenté de cataloguer tous les récepteurs potentiellement importants ou sensibles qui se trouvent à l'intérieur ou à proximité du lieu contaminé. Les objectifs de l'évaluation du risque écologique n'incluent généralement pas la génération de données détaillées sur les habitats, les espèces et les communautés. Pour recueillir cette information, si nécessaire, on peut procéder par niveaux ou faire des extrapolation à partir de systèmes analogues.

Normalement, on fait porter plus particulièrement la caractérisation des récepteurs sur les populations indigènes de ressources vivantes comme les animaux et les plantes. Il est aussi important, malgré tout, de déterminer quels sont les processus naturels de l'écosystème naturel (p. ex. production, décomposition) qui peuvent être touchés par des agents stressants et de tenir compte des espèces migratoires. Les processus naturels de l'écosystème sont importants parce que des changements de la structure ou des fonctions de l'écosystème peuvent à leur tour influencer de manière néfaste sur la capacité des écosystèmes à produire des produits précieux pour les humains (p. ex. poisson, fibres) ou à réaliser des fonctions vitales (p. ex. protection contre les inondations et l'érosion). Les espèces migratoires, même si elles ne font que passer dans une zone pendant une courte période, peuvent être hautement concentrées dans des habitats particuliers (p. ex. les zones où des oiseaux nichent le long d'une voie de migration, les lieux de frai des poissons) qui les rendent vulnérables au niveau de la population. On ne peut généralement pas attribuer la charge en contaminants des oiseaux migratoires à une source particulière à moins que cette source ne soit marquée de manière unique. Les juvéniles des espèces migratoires qui sont produits près du lieu contaminé sont plus comparables à une population indigène et leurs concentrations tissulaires sont plus susceptibles de résulter de sources locales. Les contaminants peuvent toutefois être passés à la progéniture à partir des femelles par les oeufs et ce type de facteur de confusion devrait être considéré.

Une fois que les écosystèmes, les populations et les processus vulnérables ont été déterminés, ils peuvent être présentés sous forme d'hypothèses d'impact structurées (Bernard et coll., 1990). L'un des objectifs de ces hypothèses est d'illustrer clairement les liens entre les agents stressants du lieu contaminé et les changements dans les récepteurs. L'élaboration de

ces hypothèses aide à choisir des points finaux pour l'analyse de l'évaluation du risque écologique.

Il y a beaucoup de confusion dans la documentation au sujet de la manière de choisir les points finaux. Pour aider à clarifier ce sujet, Suter (1990a) a proposé une distinction entre deux types - *les points finaux d'évaluation* (qui ont une pertinence écologique, pour la société, et législative ou réglementaire) et *les points finaux de mesure* (qui sont des substituts correspondants, ou prédictifs en ce qui concerne les points finaux d'évaluation) (section 6.3, tableau 6.1). Dans la terminologie canadienne des évaluations d'impact, les points finaux d'évaluation sont couramment désignés par «éléments précieux de l'écosystème» (Beanlands and Duinker, 1983). Chaque fois que des points finaux sont sélectionnés, on a tendance à compenser certains de ceux qui sont importants par ceux qui sont pratiques.

5.3 Évaluation quantitative

Une fois qu'une série de points finaux de mesure ont été sélectionnés, alors un programme devrait être mis sur pied pour réunir les données et l'information nécessaires à l'évaluation du risque écologique. Ce programme devrait déterminer quelles sont les données minimales nécessaires et il devrait y avoir une justification claire pour les paramètres de mesure proposés. Le programme d'échantillonnage sur le terrain devrait être conçu de manière à produire des données de qualité et de précision suffisantes pour être approprié compte tenu du type d'analyse et d'interprétation des données visé. Avant de commencer les travaux sur le terrain, il faudrait mettre au point un programme d'assurance et de contrôle de la qualité pour guider le prélèvement et l'analyse des échantillons.

Pour atteindre les objectifs de l'évaluation du risque écologique, il peut se révéler nécessaire dans certains cas de compléter le programme de travail sur le terrain par une modélisation informatique. Ce besoin devrait être défini avant les travaux sur le terrain car des données et de l'information pourraient devoir être recueillies sur le terrain pour permettre la modélisation.

Dans les trois sections suivantes, on traite des paramètres potentiels qui pourraient être utiles pour caractériser les récepteurs dépendant 1) des objectifs de l'évaluation du risque écologique, 2) du niveau choisi d'analyse, 3) des conditions spécifiques du lieu. On ne fera pas de tentatives pour faire la distinction entre des paramètres qui s'appliquent à des habitats terrestres ou aquatiques. Les méthodes de mesure standard ne seront pas décrites ici. Dans les sections suivantes on insistera plutôt sur l'obtention d'une liste des paramètres potentiellement utiles qui peuvent être valables pour la caractérisation des récepteurs.

5.3.1 Caractéristiques de l'habitat

La collecte d'information sur l'habitat répond à deux objectifs principaux. Le premier est d'aider à décrire les niches des espèces pour les populations concernées. Le deuxième est de produire des données de base en matière d'environnement sur les attributs structuraux, physiques et chimiques qui peuvent influencer sur les réponses biotiques aux agents stressants. Ce dernier est largement couvert dans l'évaluation de l'exposition (section 4.0).

Les caractéristiques structurales et physiques sont entre autres les suivantes : proximité géographique de chacun des habitats par rapport au lieu contaminé; topographie locale et configuration tridimensionnelle de l'habitat menacé; caractéristiques du bassin hydrographique comme la couverture de surface, les sols et la géologie; hydrologie des eaux superficielles et souterraines; données météorologiques et climatiques, particulièrement l'information sur les conditions qui peuvent influencer sur la population des espèces résidentes (p. ex., précipitations importantes, sécheresse).

De plus, s'il y a eu des modifications physiques de l'habitat, celles-ci devraient être notées avec des détails concernant la disponibilité et l'emplacement des lieux de référence appropriés. Les lieux de références idéaux sont ceux qui présentent un habitat analogue situé en amont du lieu où se trouvent des déchets dangereux ou sur des tributaires en amont qui ne sont pas touchés par les contaminants à l'étude. Il peut s'agir d'emplacements où l'exposition est relativement élevée (p. ex. des terres humides qui retiennent des contaminants pendant de longues périodes), des lieux où se trouvent des stades de vie particulièrement sensibles (p. ex. des lieux de frai ou d'élevage, des zones où nichent des oiseaux) ou des habitats d'importance écologique locale ou régionale (p. ex. des refuges pour les oiseaux aquatiques).

5.3.2 Populations et espèces

La portée de la plupart des évaluations du risque écologique est limitée à une ou à plusieurs espèces et occasionnellement à des populations particulières. Il ne fait pas de doute que de nombreuses raisons motivent cette façon de procéder, mais elles semblent être reliées à la simplicité et à la commodité, à des questions économiques et au manque de données caractérisant l'habitat et les espèces résidentes.

Comme dans le cas des écosystèmes et des communautés, la caractérisation des espèces réceptrices peut se faire à la fois d'après des mesures structurales et fonctionnelles. Ces mesures sont toutefois assez différentes de celles qui ont été proposées pour

les niveaux supérieurs de l'organisation écologique. Comme on l'a souligné plus tôt, le choix final des attributs à mesurer devrait être fait par des experts familiers avec le lieu contaminé car un grand nombre de facteurs spécifiques du lieu peuvent influencer sur le processus de sélection. On tentera dans les pages qui suivent de décrire la plupart des options qui existent pour recueillir des données ou de l'information.

Attributs structuraux

La forme d'information la plus simple et la plus accessible est peut-être une liste des espèces qui se trouvent à l'intérieur ou à proximité du lieu contaminé. Ces données s'obtiennent à partir d'enquêtes taxonomiques qui donnent de l'information sur la présence ou l'absence des espèces. Le fait de dresser une telle liste constitue la première étape classique de routine dans le cas de la plupart des travaux de recherches biologiques. Bien que cette information soit en effet intéressante et utile, pour les besoins d'une évaluation du risque écologique, il peut se révéler inutile d'effectuer un inventaire complet de toute les espèces présentes. Au lieu de cela, il peut être plus intéressant de se concentrer sur l'identification des espèces qui sont :

- potentiellement sensibles aux agents stressants du lieu contaminé
- reconnues par le gouvernement fédéral ou provincial comme étant menacées ou en danger
- des oiseaux ou des poissons migratoires dont une proportion importante de la population est concentrée au voisinage du lieu pendant certaines périodes
- dominantes à l'intérieur des communautés biologiques ou qui fonctionnent comme une espèce clé à l'intérieur des écosystèmes avoisinants
- reconnues comme étant de bons indicateurs ou de bons substituts
- reconnues comme présentant une valeur esthétique ou qui sont jugées précieuses par la population locale
- reconnues comme étant importantes au point de vue des loisirs ou au point de vue commercial

Lors de ces travaux, il est important de déterminer si des espèces migratoires utilisent cette zone, peut-être à d'autres moments que ceux où les recherches initiales sont effectuées.

Parmi les descripteurs structuraux correspondant à ce niveau d'organisation biologique, on compte entre autres les suivants : densité de population globale, masse des individus, nombre et répartition des populations au sein de la communauté et structure des classes d'âge. Un grand nombre de ces mesures sont utiles pour l'évaluation du danger (section 6.0) lors de l'estimation du pourcentage de la population qui risque d'être exposée et perturbée par des agents stressants présents dans le lieu contaminé.

Il est relativement facile de déterminer si une espèce qui apparaît sur la liste des espèces menacées ou en danger d'extinction est présente dans le lieu, mais il est de loin plus complexe de déterminer lesquelles parmi les nombreuses espèces présentes sont potentiellement sensibles aux agents stressants; cette dernière question sera traitée dans la section 6.0. Des espèces rares peuvent être à l'extrémité de leur gamme naturelle, elles peuvent migrer à travers une zone à certaines périodes seulement ou elles peuvent décliner pour des raisons naturelles ou anthropiques. Cette dernière cause est probablement la plus importante car des impacts supplémentaires dus aux déchets dangereux peuvent faire de ces espèces des espèces menacées. Lorsqu'on choisit une liste d'espèces pour les inclure dans une étude de caractérisation des récepteurs, il est préférable de risquer de faire une erreur de type II (traiter une espèce comme étant sensible alors qu'elle ne l'est pas) que de négliger une espèce vraiment sensible.

Alors qu'il est particulièrement utile de déterminer les espèces dominantes ou clés présentes dans le lieu contaminé ou dans son voisinage, cette information n'est en général pas disponible dans le cas de la plupart des écosystèmes. Néanmoins, ces espèces joueront probablement un rôle démesuré dans la détermination des réponses de l'écosystème et elles peuvent expliquer une réponse non linéaire du système aux stress appliqués.

Pour toutes les espèces sélectionnées comme points finaux d'évaluation ou de mesure, il est important de disposer des données relatives à leurs antécédents de vie, c'est-à-dire qu'il faut fournir des données comme la proportion de femelles arrivées à maturité, le taux de fécondité par femelle arrivée à maturité et la probabilité cumulative de survie à partir de l'âge de la maturité pour ce qui est de la reproduction jusqu'à chaque âge futur. Cette information permettra de modéliser les réponses de la population à des agents stressants présents sur le lieu contaminé (Emlen, 1989).

En ce qui concerne l'évaluation de l'exposition (section 4.0), les échantillons de tissus prélevés chez le biote du lieu et à des points de références peuvent permettre d'indiquer quelles sont les concentrations de fond et les concentrations existantes de produits

chimiques stressants et aider à identifier les récepteurs. Ils peuvent aussi être très utiles pour valider (ou invalider) les prévisions des modèles d'exposition de niveau 2 (Menzie et coll., 1992). Dans le cas d'espèces menacées ou en danger d'extinction, il peut toutefois ne pas être possible de prélever des échantillons de tissus sans causer un impact environnemental indu. Dans le cas des espèces migratoires, le prélèvement d'échantillons de tissus de jeunes élevés près du lieu permettra de réduire au minimum (sans nécessairement éliminer) la confusion avec les facteurs de contamination provenant d'autres parties de la gamme des espèces.

Attributs fonctionnels

De nombreuses caractéristiques fonctionnelles des espèces et des populations peuvent être mesurées dans le cadre de la caractérisation des récepteurs et dans le cadre de l'évaluation du danger. Le facteur le plus important qui régit le choix de ces options consiste à s'assurer que chacun des paramètres de sélection est essentiel à l'évaluation du risque écologique et qu'il est clairement justifié.

Voici certaines des mesures fonctionnelles existantes pour les espèces et les populations : besoins alimentaires et taux d'ingestion, potentiel de bioaccumulation et taux de croissance intrinsèque. Puis, il y a toute une série d'observations relatives à des facteurs comme le taux de capacité comportementale, le type d'activité et les besoins relatifs à l'habitat. Finalement, au-dessus du niveau de ces attributs fonctionnels, on trouve les questions clés relatives à la variabilité naturelle dans le temps et dans l'espace. Par exemple, les besoins relatifs aux types d'activité et à l'habitat varient-ils de manière saisonnière ou en fonction des différentes phases du cycle de vie ?

5.3.3 Écosystèmes et communautés

Si des écosystèmes ou des communautés ont été choisis comme points finaux d'évaluation, alors la première étape consiste à les caractériser pour obtenir de l'information précise sur leur emplacement et leur type spécifique. La séquence exacte des mesures visant à décrire le récepteur variera selon que l'écosystème est une forêt, une prairie, une terre humide, un lit d'inondation, un agroécosystème, un cours d'eau, un étang, un lac et ainsi de suite. Quel que soit le type d'écosystème considéré, il faudra fournir trois types d'information et de données :

1. attributs structuraux de l'écosystème ou de la communauté
2. propriétés fonctionnelles

3. répercussions au niveau local, régional ou provincial

Attributs structuraux

Les principales caractéristiques structurales qui peuvent se révéler utiles pour décrire le récepteur d'un écosystème sont les suivantes : biodiversité, biomasse (par niveau trophique), groupes fonctionnels, stades successifs présents et liens trophiques. Aucun de ces paramètres ne se mesure facilement, de sorte qu'avant d'en choisir un pour le quantifier, il devrait y avoir un programme bien conçu pour guider la collecte et l'analyse des données, appuyé par un besoin distinct de données.

Attributs fonctionnels

Parmi les attributs fonctionnels clés des écosystèmes qui peuvent être pertinents à l'évaluation du risque écologique, on compte entre autres les suivants : mesures de la production primaire, respiration, décomposition, cycle des éléments nutritifs et résilience. Encore une fois, certains de ces paramètres sont difficiles à mesurer de sorte qu'un programme bien conçu devrait être en place pour guider la collecte et l'analyse des données et les données obtenues doivent être justifiées par un besoin bien clair. Toutefois, comme les fonctions de l'écosystème, notamment le cycle des éléments nutritifs, peuvent être menacées avant les populations (Schaeffer, 1991), il est important de mesurer les fonctions de l'écosystème avec toute l'attention qui leur est due.

Importance locale ou régionale

Les données qui décrivent la fréquence avec laquelle on retrouve un type particulier d'écosystème à la fois localement et régionalement aide à fournir une mesure quantitative de son unicité. À cet égard, il faut aussi considérer l'état d'un écosystème particulier à proximité du lieu par rapport à d'autres exemples locaux ou régionaux du même type d'écosystème (Suter, 1990).

5.4 Discussion et conclusions

Comme le notent Parkhurst et coll. (1990), même le protocole le plus exhaustif d'évaluation du risque écologique aura peu de valeur si des procédures complexes ou des besoins de données exhaustifs l'empêchent d'être mis en application. De plus, la complexité de la plupart des écosystèmes constitue un gros obstacle à la création d'une méthode simple mais exhaustive pour caractériser les récepteurs, qu'il s'agisse d'écosystèmes ou d'espèces individuelles. L'approche par niveaux décrite dans la section 2.0 s'applique à la fois à l'envergure et à la profondeur de

la caractérisation des récepteurs : une gamme d'espèces ou de communautés plus large peut être examinée, une zone plus importante peut être étudiée et une évaluation quantitative plus exacte des points finaux de mesure est obtenue.

Un cadre de travail préliminaire qui sert d'outil décisionnel aux experts chargés de la caractérisation des récepteurs est donné à la figure 5.1. Ainsi, tous les paramètres indiqués ci-haut peuvent être mesurés avec un certain degré de succès à l'aide des méthodes courantes. De plus, certaines des méthodes (enquêtes taxonomiques) sont utilisées de manière routinière dans toute l'Amérique du Nord.

Il y a un certain nombre de questions clés relatives à la caractérisation des récepteurs qui doivent être soigneusement considérées dans la conception d'un programme de collecte de l'information et des données. Par ordre hiérarchique, il s'agit des questions suivantes :

Niveau organisationnel

Quel est le niveau approprié de l'échelle à laquelle il faut travailler : organisme, population, communauté, écosystème, région, planète ?

Points finaux

De quelle manière l'échelle (étendue spatiale et résolution, horizon temporel et périodique) choisie pour l'évaluation du risque écologique influe-t-elle sur la sélection des points finaux ?

De quelle manière la séquence des agents stressants choisis pour l'évaluation du risque écologique influe-t-elle sur la sélection des points finaux ?

Des points finaux spécifiques sont-ils pertinents aux évaluations du risque écologique conçues pour évaluer d'autres mesures d'assainissement ?

De quelle manière la résilience de l'écosystème peut-elle être mesurée et exprimée ? (ou peut-elle l'être ?)

Variabilité dans l'espace et dans le temps (relie la caractérisation des récepteurs à l'évaluation du danger)

De quelle manière la répartition des organismes individuels et leurs réponses à l'agent stressant peuvent-elles être quantifiées ?

Toutes les réponses peuvent-elles être quantifiées ?

Facteurs environnementaux (relie la caractérisation des récepteurs à l'évaluation de l'exposition)

Quels sont les attributs physiques et chimiques de l'environnement qui influent sur l'exposition du biote aux agents stressants ?

Quel rôle joue l'interaction entre les agents stressants chimiques et non chimiques (p. ex. fragmentation de l'habitat) dans les populations, les communautés et les écosystèmes ? Les effets cumulatifs doivent-ils être pris en considération dans l'évaluation du risque écologique ?

Quelles sont les relations écologiques qui existent entre le lieu et les habitats adjacents ?

Incertitude

Quel est le degré acceptable d'incertitude dans la composition et le fonctionnement d'une communauté en ce qui concerne l'évaluation du risque écologique ? Autrement dit, dans quelle mesure doit-on être certain de l'information concernant les réponses comportementales, les cycles de vie, la répartition spatiale de la population et ainsi de suite ? Ce degré d'incertitude est-il acceptable ?

6.0 ÉVALUATION DU DANGER

6.1 Définition de l'évaluation du danger

L'évaluation du danger décrit la relation qui existe entre le contaminant ou les contaminants en question et les points finaux écologiques les plus importants. Pendant la dernière décennie, l'évaluation du danger environnemental a été l'approche que l'on a surtout utilisée pour évaluer des effets sur des organismes non humains (Suter, 1990b). D'après Suter, l'évaluation du danger est basée surtout sur les résultats de discussions tenues lors du premier atelier de Pellston (Pellston One) et sur la norme de the Association of Standard Testing and Materials (ASTM) pour l'évaluation du danger (E 1023-84). Dans le contexte de l'évaluation du risque écologique, l'évaluation du danger se fait par la mesure de la toxicité d'une substance pour une ou plusieurs espèces, d'après des essais de toxicité. Toutefois, dans la présente section, on décrit aussi un certain nombre d'autres approches (c.-à-d. applicables à différents niveaux d'organisation biologique) qui peuvent être utilisées.

6.2 Approches pour l'évaluation du danger

L'identification du danger est la première étape de l'évaluation du danger et elle fait suite à la phase de planification de l'évaluation du risque écologique (section 3.0). L'identification du danger consiste à évaluer qualitativement la relation entre un agent stressant et des effets biologiques néfastes. Les éléments écologiques touchés ou potentiellement touchés par le lieu contaminé sont déterminés lors de la caractérisation des récepteurs. Cette information sert à choisir la meilleure méthode pour l'évaluation du danger. L'objectif est de relier le contaminant (ou le mélange de contaminants) à la réponse biologique. Il faut revoir toutes les données existantes sur le lieu en ayant cet objectif en tête. Les études de la documentation, les publications scientifiques et des sources utiles d'information sur la toxicité de contaminants spécifiques aident à guider les recherches sur l'identification des mécanismes probables de la toxicité. L'information documentaire est utile pour les évaluations qualitatives. Les données de l'évaluation du danger recueillies pour un lieu contaminé spécifique sont utiles dans le cas d'évaluations semi-quantitatives et quantitatives.

Une fois que l'objet de l'évaluation du danger a été déterminé, la prochaine étape consiste à élaborer un plan d'échantillonnage et d'essai pour évaluer la toxicité des contaminants du lieu pour les populations et les communautés de plantes et d'animaux potentiellement exposées. Le temps, l'argent et le personnel sont toujours limités de sorte qu'il est important de concentrer les essais sur l'évaluation du danger dans les lieux et sur les échantillons qui requièrent le plus d'attention. Il n'est pas raisonnable de présumer qu'une seule procédure d'évaluation du danger rigide s'appliquera également à une variété de lieux contaminés. Évidemment, pour que le plan d'évaluation du danger soit réussi, il faut l'adapter au programme d'essai en se basant sur des données existantes, la caractérisation des récepteurs et l'évaluation de l'exposition. Une liste des éléments de l'évaluation du danger est fournie à la figure 6.1.

À chaque niveau, la décision à prendre est celle de continuer et de savoir comment procéder en se basant sur les données recueillies jusqu'à ce point. Par exemple, dans le cas d'un lieu contaminé où le lixiviat est drainé dans un petit cours d'eau abritant des salmonidés, le premier niveau peut consister à recueillir le lixiviat et à tester sa toxicité aiguë chez une espèce de salmonidé. Si les essais à court terme montrent que le poisson survit, mais présente des réponses comportementales au stress (p. ex. nage erratique, déséquilibre), le niveau suivant peut consister à faire un test qui vise les réponses comportementales comme étant des points finaux de mesure potentiellement plus sensibles. Par ailleurs, si l'on signale des effets graves au premier niveau, il n'est peut être pas nécessaire de

poursuivre plus loin les essais pour documenter le problème qui touche le lieu contaminé.

On peut aussi concevoir des évaluations par niveaux pour l'évaluation du danger de manière à se concentrer sur des préoccupations techniques ou publiques. Par exemple le premier niveau d'évaluation peut comprendre une enquête sur les populations de poissons sujettes à la pêche sportive pour évaluer la santé de ces populations dans un cours d'eau potentiellement touché situé près d'un lieu contaminé et la comparer à la situation dans une zone de référence. Si l'enquête détermine qu'il n'y a pas de différence dans l'abondance du poisson, mais que le poisson en aval du lieu contaminé présente une biomasse réduite, le deuxième niveau peut consister à étudier la disponibilité de la nourriture pour le poisson. Des essais de toxicité effectués en présence de concentrations correspondant à celle du lixiviat sur le terrain peuvent aussi être réalisés. Les décisions concernant l'ordre suivant lequel la détermination du danger se fera seront spécifiques du lieu et elles dépendront de l'information disponible et des préoccupations clés.

6.3 Points finaux de l'évaluation du danger

6.3.1 Définitions des points finaux d'évaluation et les mesures

La U.S. EPA fait une distinction très importante et utile entre les points finaux d'évaluation et les points finaux de mesure (Suter, 1989).

Les points finaux d'évaluation sont des expressions formelles des valeurs de l'environnement actuel qui doivent être protégées. Les évaluations écologiques... portent sur la description d'effets existants dans un lieu où se trouvent des déchets dangereux sur l'environnement. Ainsi, les points finaux d'évaluation sont des caractéristiques environnementales qui, si elles sont touchées de manière importante, montrent que des mesures d'assainissement devraient être prises.

Un *point final de mesure* est une expression quantitative d'un effet observé ou mesuré du danger; il s'agit d'une caractéristique environnementale mesurable qui est reliée à la caractéristique de valeur choisie comme point final d'évaluation.

Quand les points finaux d'évaluation et de mesure sont les mêmes, l'analyse de la relation entre l'agent stressant et la réponse est simple. Comme certains points finaux d'évaluation potentiels ne sont ni observables, ni mesurables et parce que les évaluations sont souvent limitées à l'utilisation de données standard, les

points finaux de mesure remplacent souvent les points finaux d'évaluation. Dans ce cas, la relation quantitative entre les deux doit être établie et des extrapolations sont utilisées pour prévoir des changements dans le point final d'évaluation (les méthodes d'extrapolation sont décrites dans la section 6.6). Dans certains cas, la relation quantitative entre le point final d'évaluation et le point final de mesure n'est pas connue et des conclusions qualitatives doivent être faites pendant la caractérisation du risque (section 7.0).

Selon Suter (1989), dans un grand nombre de programmes de surveillance, il y a des points finaux de mesure, mais malheureusement, les points finaux d'évaluation ne sont pas clairement définis, ce qui fait gaspiller du temps et des efforts. Ce problème peut être évité lors de la planification d'une évaluation du risque écologique. Essentiellement, les points finaux d'évaluation décrivent les effets qui donnent lieu à une prise de décision (p. ex. réduction de populations importantes comme des poissons ou modifications inacceptables de la structure de la communauté). Lors de la planification, il faut répondre à la question de savoir pourquoi une mesure donnée est prise. Si l'évaluation du danger doit être une partie utile de l'évaluation du risque, alors les points finaux d'évaluation et de mesure devraient être choisis de manière à être utiles pour les prévisions et pertinents en ce qui concerne la sélection des mesures d'assainissement. Suter (1989) traite des critères nécessaires pour obtenir de bons points finaux d'évaluation et de mesure, comme on le voit au tableau 6.1.

Il est important de faire une distinction entre les points finaux d'évaluation et les points finaux de mesure et d'expliquer clairement leur applicabilité à un lieu contaminé donné. Dans les sections 6.3.2 et 6.3.3, on discute des points finaux d'évaluation et de mesure en ce qui concerne leur applicabilité à l'évaluation du danger, mais ce concept s'applique également bien à la caractérisation des récepteurs (section 5.0). D'autres détails sur les méthodes d'évaluation du danger sont données dans la section 6.4.

6.3.2 Utilisation des points finaux d'évaluation

Les points finaux d'évaluation sont généralement au niveau de la population et parfois au niveau de la communauté ou de l'écosystème (figure 6.1). Les réponses aux niveaux inférieurs de l'organisation biologique sont généralement considérées comme ayant moins d'importance sociale ou biologique. L'extinction locale est un exemple de point final d'évaluation à l'échelle de la population d'une grande importance. Suter (1989) recommande d'utiliser des points finaux au niveau de la population pour les lieux contaminés quand

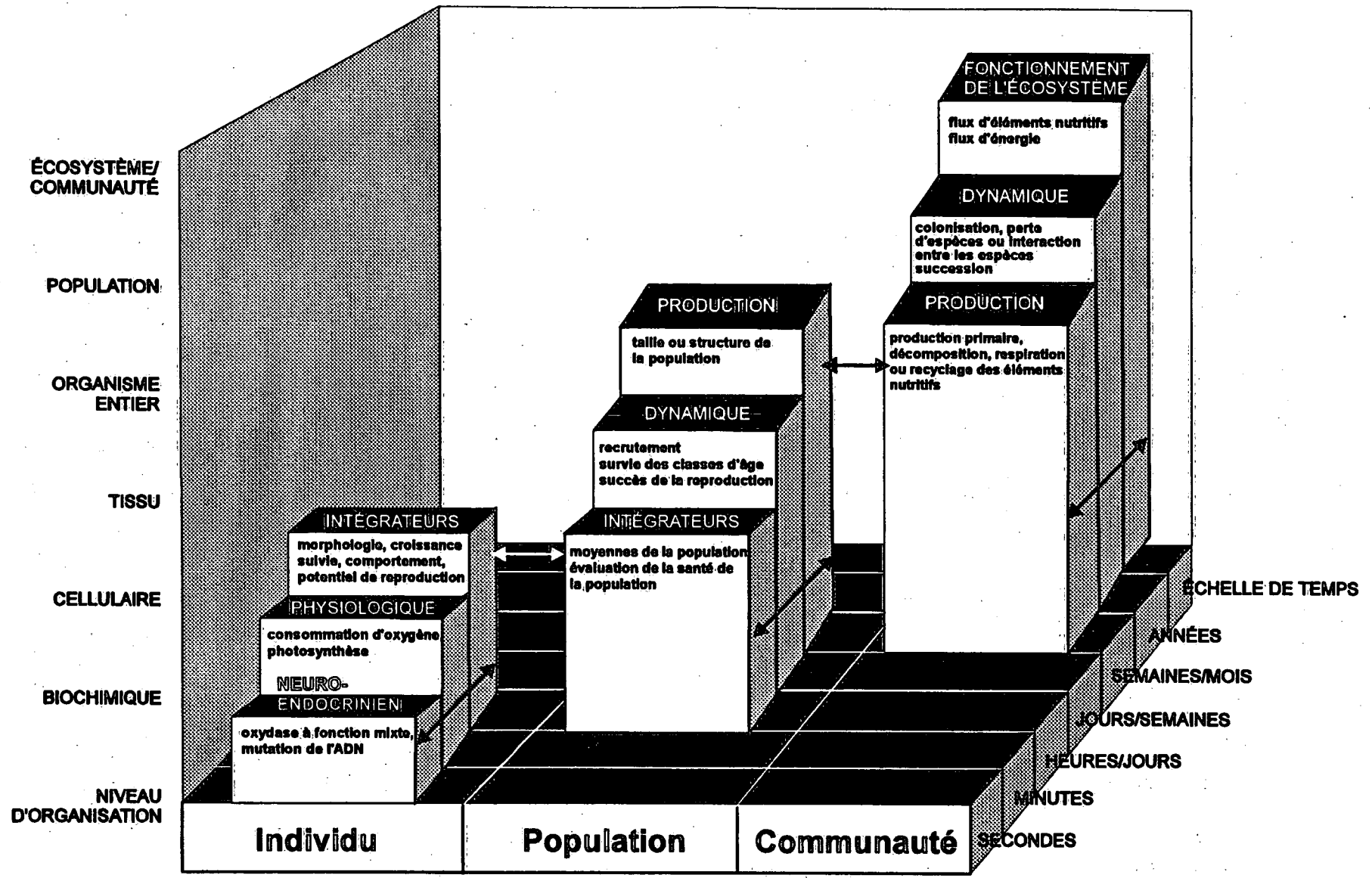


Figure 6.1 Éléments de l'évaporation du danger : les niveaux d'impact minimaux, représentés par les plus petites boîtes, correspondent à un faible niveau de stress, au temps de réponse le plus rapide, aux effets les plus réversibles, au meilleur potentiel d'avertissement précoce et au pire potentiel diagnostique. Les niveaux d'impact maximaux, représentés par les grosses boîtes, correspondent au niveaux de stress le plus élevé, à la moins bonne réversibilité, au temps de réponse le plus lent, au meilleur potentiel diagnostique et au plus faible potentiel d'avertissement précoce. Les flèches indiquent la direction de l'intégration et de la prévision.

Tableau 6.1. Critères de Suter pour une bonne évaluation et une bonne mesure des points finaux de l'évaluation du danger (Suter 1989).

Critères pour les points finaux d'évaluation	
<ul style="list-style-type: none"> • pertinence sociale • pertinence biologique • définition opérationnelle sans équivoque • mesurable ou prévisible • sensible au danger • logiquement pertinent en ce qui concerne la décision 	
Critères pour les points finaux de mesure	
<ul style="list-style-type: none"> • correspond à un point final d'évaluation ou permet de le prévoir • facile à mesurer • approprié pour l'échelle du lieu • approprié pour les voies d'exposition • dynamique temporelle appropriée • faible variabilité naturelle • diagnostic • largement applicable • standard • série de données existantes 	

- des individus d'une espèce de valeur se trouvent sur le lieu dans des communautés exposées
- on croit que la mort ou des dommages infligés à ces individus auront des effets importants sur la population dans son ensemble

Des changements dans une communauté biologique située dans un lieu contaminé ou à proximité peuvent avoir une grande importance et être utilisés comme points finaux d'évaluation. Par exemple, des changements dans le type de communauté, comme l'état trophique d'un lac qui risque, à son tour, d'influer sur des pêcheries récréatives, peuvent faire l'objet de définitions opérationnelles claires (Suter, 1989). Les points finaux d'évaluation au niveau de la communauté sont applicables à des évaluations du risque écologique pour les lieux contaminés où une communauté de valeur existe ou reçoit des rejets provenant du lieu contaminé (p. ex. un lixiviat), particulièrement quand la partie touchée de la communauté représente une portion importante de l'ensemble de la communauté.

Des points finaux à l'échelle de l'écosystème sont rarement utilisés dans l'évaluation du risque écologique, principalement parce qu'ils sont difficiles à prévoir ou à définir. Les paramètres du cycle de l'énergie ou des éléments nutritifs sont sensibles à des perturbations chimiques, mais peu de généralisations peuvent être faites en ce qui concerne leur application à la détection des effets du stress sur le terrain (Sheehan, 1987). D'après Suter (1989), la seule propriété de l'écosystème qui est généralement utile pour l'évaluation du lieu contaminé est le potentiel productif. Toutefois les Pays-Bas (Denneman et van Gestel, 1990) utilisent l'expression «danger sérieux pour les écosystèmes du sol» comme point final d'évaluation et débattent des points finaux de mesure possibles. Selon l'écosystème particulier qui est considéré, on déterminera s'il existe des points finaux de mesure pratiques au niveau de l'écosystème.

6.3.3 Utilisation des points finaux de mesure

Les points finaux de mesure sont généralement choisis à l'échelle de l'individu ou de la population et

parfois à l'échelle de la communauté ou de l'écosystème. Les essais ou tests de toxicité sont largement utilisés pour l'évaluation du danger et les points finaux de mesure sont habituellement des résumés statistiques des réponses des organismes testés (p. ex., CL₅₀, CE₅₀, CSEO). Les essais de toxicité sont traités de manière plus approfondie dans la section 6.5. On recommande l'utilisation d'une batterie de tests (c.-à-d. au moins trois essais de toxicité) et il faut choisir des tests bien adaptés au lieu. D'autres mesures individuelles comme le comportement, la croissance, les bio-indicateurs et la fécondité peuvent aussi servir de points finaux de mesure. Les données relatives à la mortalité, à la reproduction et à la croissance peuvent être mises en relation avec les points finaux d'évaluation au niveau de la population à l'aide de modèles de population (section 7.0).

Les points finaux standard de population (abondance, biomasse, etc.) sont largement utilisés pour les études écologiques et ils jouent un rôle dans l'évaluation du risque écologique. D'après Suter (1989), l'échelle de réponse de la population est typiquement appropriée pour de vastes lieux où se trouvent des déchets ou pour des populations présentant de faibles écarts. Les effets reliés au lieu contaminé seront masqués par des mesures effectuées au niveau de la population en raison du mouvement des individus au sein de la population.

Les mesures à l'échelle de la communauté ont été standardisées au cours des années de manière à inclure des points finaux comme la richesse et la diversité des espèces et l'uniformité ou la dominance. D'après Suter (1989), le problème réside dans la mise en relation de ces mesures avec les points finaux d'évaluation. Habituellement, l'évaluation de la communauté devient une évaluation à l'échelle de la population parce que des changements dans la diversité des espèces et dans les indices de la communauté sont régis par la présence ou l'absence de populations. Toutefois, les points finaux à l'échelle de la communauté sont utiles dans le cas des lieux où des modifications de la population sont frappantes. Les indices de la qualité de la communauté peuvent être utiles pour l'évaluation qualitative, mais il est préférable de faire une recherche sur le terrain avec une évaluation statistique. En outre, l'évaluation des communautés et populations microbiennes ne devrait pas être négligée. Les points finaux de mesure comme l'activité des enzymes et la consommation d'oxygène ou la respiration sont intégratives et fournissent donc de l'information au niveau de la communauté et parfois au niveau de la population.

Les points finaux de mesure relatifs à l'écosystème comme le cycle des éléments nutritifs et de l'énergie sont liés au point final d'évaluation de l'écosystème qu'est le potentiel de production. Toutefois, la

valeur sociale des points finaux à l'échelle de la communauté et de la population fait généralement l'objet de plus d'attention. De plus, l'échelle des effets sur l'écosystème est en général trop importante pour un lieu contaminé, ce qui fait qu'il est difficile de replacer les mesures dans leur contexte.

6.4 Éléments de l'évaluation du danger

Il existe une quantité impressionnante d'information sur l'évaluation du danger. L'évaluation de l'impact des lieux contaminés se fait habituellement d'après des essais de toxicité complétés dans certains cas par des mesures *in situ* au niveau de la communauté. On reconnaît largement les essais de toxicité comme étant un outil d'évaluation, mais il est important d'établir la signification écologique des effets sublétaux et de valider sur le terrain les méthodes d'essai de la toxicité. La présente section décrit divers éléments de l'évaluation du danger et leur signification et la section 6.5 résume les méthodes d'évaluation du danger effectivement utilisées. Pour organiser cette section, les méthodes d'évaluation du danger ont été classées en niveaux d'organisation biologique (figure 6.1), analogues à ceux qui ont été décrits pour la caractérisation des récepteurs. Évidemment, ces deux éléments doivent être compatibles.

Les niveaux d'organisation peuvent être catégorisés en mesures relatives à des individus, des populations et des communautés. À l'intérieur de chacune de ces catégories, il existe divers niveaux de réponse au stress, avec différents intervalles de temps et degrés de signification. Par exemple, dans la figure 6.1, les changements neuroendocriniens sont les plus réversibles et ils ont le plus faible potentiel diagnostique de toutes les mesures effectuées à l'échelle individuelle; la croissance ou la survie sont moins réversibles et donc plus significatives. Les éléments de l'évaluation du danger décrits dans la figure 6.1 expliquent l'organisation de la section 6.0.

6.4.1 Réponses physiologiques

La mesure des changements des réponses physiologiques d'organismes individuels constitue un élément important de toute évaluation du danger. Certaines réponses biochimiques peuvent offrir de l'information directe sur des changements induits par des contaminants comme l'induction de la méthallothionéine ou des protéines ressemblant à la méthallothionéine ou sur des changements dans les enzymes du sang résultant d'expositions spécifiques à des contaminants. D'autres réponses fournissent de l'information indirecte décrivant un état physiologique ou des réponses non spécifiques à des produits chimiques étrangers comme des changements dans la charge d'énergie en adénylate. Des changements indirects

dans l'hématologie, comme une diminution de l'hématocrite, du leucocrite et du volume corpusculaire moyen et des augmentations de la concentration du taux d'hémoglobine, ont aussi été utilisés pour caractériser les effets des contaminants. Pour que des réponses physiologiques constituent des mesures utiles de l'effet biologique dans des études de la pollution, elles doivent respecter la plupart des critères suivants (Widdows, 1985) :

- elles doivent être sensibles au stress et à la pollution de l'environnement et présenter un large spectre de réponses allant des effets optimaux à des conditions létales
- elles devraient refléter une relation quantitative ou autrement prévisible avec le produit toxique
- elles doivent présenter un temps de réponse relativement court, de l'ordre des heures ou des semaines, de façon que l'impact du produit toxique puisse être décelé lors des premiers stades de l'étude
- elles devraient représenter des réponses non spécifiques (générales) à la somme des stimuli environnementaux, fournissant ainsi des mesures de l'impact global de changements environnementaux et complétant les réponses plus spécifiques du contaminant au niveau cellulaire
- elles devraient être mesurables avec la précision et avec un rapport «signal-bruit» élevé de sorte que l'effet de la pollution puisse être décelé au-dessus du «bruit» dû à la variabilité générale
- elles devraient présenter une pertinence écologique et on doit pouvoir établir une relation entre ces réponses et des effets néfastes ou dommageables pour la population.

La plus grande faiblesse potentielle dans l'application de techniques physiologiques à la surveillance des effets biologiques est peut-être leur variabilité (Bayne, 1985). La variabilité peut être attribuable à une gamme de sources comme les variations saisonnières, l'état reproductif et les conditions d'essais. La variabilité d'un individu à l'autre n'a pas été bien étudiée.

On trouve des exemples de points finaux physiologiques potentiels dans le tableau 6.2. *Les bio-indicateurs* (indicateurs de l'exposition à l'échelle biochimique ou cellulaire) comprennent les charges corporelles, des indicateurs des dommages touchant l'ADN, protéines de stress, changements histologiques et indicateurs biochimiques de l'état reproductif ou bioénergétique. La plupart de ces mesures montrent qu'il y a eu exposition, mais elles ne mettent pas nécessairement en évidence les effets de cette exposition.

Bien que les réponses cellulaires et biochimiques sont au niveau le plus faible des effets que l'on peut mesurer, ces effets sont également les plus réversibles et les moins susceptibles de s'exercer à l'échelle de la communauté. Les bio-indicateurs sont plus utiles pour examiner les mécanismes de la toxicité par opposition aux indicateurs de la toxicité.

6.4.2 Intégrateurs individuels

L'organisation biologique à l'échelle de l'organisme est un compromis raisonnable de la sensibilité et de l'interprétation écologique par rapport au niveau biochimique ou cellulaire et aux niveaux de la population et de la communauté (figure 6.1). La survie est l'une des préoccupations principales dans le cadre de l'évaluation du danger, en partie parce qu'elle se mesure facilement; la survie chronique est aussi importante, mais il existe peu de méthodes pour évaluer des effets chroniques. Les effets sublétaux à l'échelle de l'individu sont généralement d'origine biochimique et ils se traduisent par des effets histologiques, morphologiques ou éthologiques. Sheehan (1984) donne une caractérisation utile des réponses biologiques à l'échelle de l'individu :

- toxicité aiguë causant la mortalité
- dommage chronique s'accumulant et entraînant la mort
- perturbation sublétales de divers aspects de la physiologie et de la morphologie
- effets comportementaux sublétaux

Ces paramètres sont généralement parallèles à ceux qui sont représentés dans le tableau 6.2 pour les intégrateurs individuels. N'importe lequel de ces paramètres peut influencer sur le succès de la population, ce qui peut aussi avoir des effets à l'échelle de la communauté et de l'écosystème. Un choix soigneux de méthodes spécifiques d'évaluation du danger pour les appliquer à un lieu contaminé permettra de maximiser la valeur de l'évaluation. Étant donné la diversité des conditions environnementales et des questions préoccupantes en ce qui concerne le lieu contaminé, on ne peut concevoir une méthode unique qui soit la meilleure pour l'évaluation du danger (Baker, 1989). Les sections suivantes décrivent l'importance de chaque intégrateur individuel.

Survie

La mortalité à l'échelle individuelle peut être décrite comme étant directe (aiguë) ou retardée (chronique). Dans le domaine de la toxicologie, le terme *survie* a une connotation de létalité aiguë pour un

Tableau 6.2. Exemples de points finaux potentiels pour l'évaluation du danger (Power et coll., 1991)

Niveau de réponse	Description	Paramètres	Exemples spécifiques (où ils sont applicables)
Physiologique	<p>Impact sur le métabolisme primaire</p> <p>Principales réponses métaboliques</p>	<p>Activités des enzymes Respiration Photosynthèse Activité des enzymes Excrétion</p> <p>Métabolisme Hématologie Pigmentation Osmorégulation Ionorégulation</p> <p>Changements hormonaux</p>	<p>Induction des oxydases à fonction mixte</p> <p>Charge en énergie adénylique Hématocrite, leucocrite, hémoglobine</p> <p>Changement en oestradiol, testostérone</p>
Intégrateurs individuels	<p>Survie</p> <p>Croissance</p> <p>Reproduction</p> <p>Comportement</p> <p>Histopathologie</p>	<p>Alimentation/nutrition Possibilité de croissance Efficacité nette de la croissance Masse du corps, des organes vitesse/stade de développement</p> <p>Maturation sexuelle Viabilité des gamètes/fertilité Développement des larves Taille de la progéniture/fécondité Fréquence de la reproduction</p> <p>Capacité sensorielle Rythme des activités Activité motrice Apprentissage/motivation Évitement/attraction Comportement relatif à la reproduction</p> <p>Croissances anormales Changements histologiques importants</p>	<p>CL₅₀, DL₅₀, CSEO</p> <p>Changement touchant le foie et la rate</p> <p>Changements de la maturation sexuelle</p> <p>CSEO</p> <p>Réponse ventilatoire/toux Enfouissement</p> <p>Néoplasmes/tumeurs, indices sur les tissus somatiques</p>

Tableau 6.2. (suite).

Dynamique	Comportement	Recolonisation/migration Agression/prédation Accouplement	
	Intégrateurs de population	Survie des classes d'âge Extinction Succès de la reproduction Densité/abondance Biomasse Capacité productive	
	Intégrateurs de communauté	Diversité Indices de pollution Richesse des espèces Succession Cycle des éléments nutritifs Flux d'énergie Activité enzymatique Consommation d'oxygène/respiration	Communauté microbienne Communauté microbienne

essai de toxicité à court terme. L'expression *essai de toxicité* désigne généralement les types d'essais de laboratoire au cours desquels un ou plusieurs organismes sont exposés à un échantillon (de sol, de sédiment, d'eau) pendant une période définie et avec un point final biologique (p. ex. la survie). Il est largement reconnu que des substrats qui ne présentent pas une toxicité aiguë peuvent exercer une toxicité chronique. L'information la plus utile sur les impacts dans le lieu seraient les données relevées sur le terrain concernant la survie des individus habitant pendant longtemps dans un habitat contaminé. Toutefois, à moins de marquer les taux de survie individuels; ainsi, on a généralement convenu de mesurer le taux de survie en laboratoire dans des expériences à court terme. Les méthodes d'essai de la toxicité sont décrites dans la section 6.5.1.

Croissance

La croissance est un élément fondamental de la bonne forme et donc un important indice des effets des contaminants. Les produits toxiques peuvent influencer indirectement sur les taux de croissance en réduisant la quantité de nourriture disponible et directement, en perturbant les mécanismes métaboliques qui transforment l'énergie alimentaire en tissus ou en faisant diverger l'énergie de la croissance au métabolisme du

contaminant. On comprend mieux les effets sur la croissance (et la reproduction) en considérant le bilan énergétique d'un animal (Widdows, 1985). L'énergie alimentaire consommée est utilisée pour la respiration et la production de tissus ou de gamètes. Il y a aussi certaines pertes par les fèces et par l'excrétion. Lorsqu'on estime la production d'après la différence entre l'énergie absorbée et la dépense d'énergie par la respiration et l'excrétion, le résultat est appelé *possibilité de croissance* (Warren et David, 1967; cité dans Widdows, 1985). La possibilité de croissance peut aller de valeurs positives lorsque de l'énergie est disponible pour la croissance et la production de gamètes, à des valeurs négatives, lorsque l'organisme utilise ses réserves corporelles pour le métabolisme d'entretien.

Un autre indice peut être calculé d'après les éléments physiologiques de l'allocation énergétique pour fournir d'autre information sur l'efficacité avec laquelle un animal fonctionne. L'énergie disponible pour la croissance, en tant que proportion de l'énergie absorbée à partir des aliments représente l'*efficacité nette de croissance* et il s'agit d'une mesure avec laquelle les aliments sont transformés en tissus corporels. Une réduction de cette valeur est indicative d'un état de stress, car une proportion plus importante de l'énergie absorbée à partir des aliments est utilisée pour entretenir la subsistance de l'animal, ce qui fait

qu'une proportion plus faible est disponible pour la croissance.

On a mis au point des méthodes pour mesurer dans les systèmes aquatiques, la possibilité de croissance et l'efficacité nette de croissance. La possibilité de croissance donne une image instantanée des effets sublétaux qui, s'ils sont prolongés pendant une période donnée, entraîneraient la mort. La valeur de l'efficacité nette de croissance fournit une intégration à long terme des processus physiologiques. La croissance est considérée comme une bonne mesure intégrative de la réponse d'un individu à la présence de contaminants et elle a été largement utilisée. On a conclu que les expositions analogues et les relations exposition-réponse mises au point en laboratoire n'étaient pas différentes de celles qui étaient trouvées sur le terrain. Les conséquences de la réduction de la croissance sont entre autres les suivantes : fécondité réduite, maturation plus lente et capacité réduite de compétitionner avec d'autres individus; ces conséquences se font sentir à l'échelle de la population et de la communauté.

Le point final de la croissance est très facilement mesuré dans les systèmes aquatiques, mais il n'est pas approprié dans le cas de systèmes qui s'étendent au-delà de la zone étudiée (p. ex. oiseaux, mammifères). Dans le cas des systèmes aquatiques, la croissance peut être mesurée soit dans des expériences de laboratoire soit dans des expériences sur le terrain. Les recherches initiales devraient être concentrées sur les travaux de laboratoire puisque ces derniers indiqueront le risque d'effets sur la croissance sur le terrain. Des essais de toxicité avec points finaux de croissance sont décrits dans la section 6.5.3.

Reproduction

Les contaminants peuvent influencer sur les processus reproductifs de plusieurs façons, notamment en altérant la disponibilité de l'énergie, par une perturbation métabolique des facteurs qui régissent la reproduction, par des effets sur le comportement de reproduction et par des changements dans la performance de reproduction. La distribution de l'énergie peut être touchée par une baisse de la quantité d'énergie disponible pour la reproduction si les aliments sont limités ou si l'utilisation métabolique des réserves d'énergie sert à répondre aux charges de contaminants. Dans le cas des poissons, des expériences toxicologiques sur la reproduction des espèces à courte durée de vie ont été décrites comme étant les plus productives en ce qui concerne l'obtention de résultats utiles (Sprague, 1976). Ce paramètre a une importance écologique car il influe directement sur le recrutement et la subsistance d'une population. Chez les oiseaux, des phénomènes comme l'amincissement des coquilles d'oeufs ont été reliés à l'exposition à des contaminants. Les contaminants peuvent aussi influencer sur le développement de

l'embryon dans les oeufs des oiseaux. Une méthode d'évaluation potentielle sur le terrain pourrait comporter le prélèvement d'oeufs en vue d'une analyse en laboratoire.

Chez les invertébrés, on rencontre des perturbations analogues du processus de reproduction, mais moins de travaux ont été faits sur la réponse physiologique ou biochimique. La plupart des travaux dans ce domaine sont orientés vers les essais de toxicité, les points finaux étant des mesures des processus reproductifs ou du succès de la reproduction. Il s'agit entre autres de retard dans la maturation sexuelle, des retards dans la libération de la progéniture, dans le développement des oeufs, d'effets sur le nombre de petits, sur la fréquence de reproduction et sur l'inhibition complète de la reproduction. Les répercussions de ces effets sur la reproduction se voient à l'échelle de la population et de la communauté qui intègrent tous les processus traités ici. Des essais de toxicité avec des points finaux de reproduction sont décrits dans la section 6.5.1.

Comportement

Il est clair que des organismes peuvent répondre et répondent effectivement aux contaminants par des modifications de leur comportement. Il est essentiel de connaître le comportement de base (p. ex. locomotion et orientation) pour déterminer des processus comme la capture des proies, l'alimentation, le mouvement d'évitement des prédateurs, la migration, la parade et l'accouplement. L'intégration de ces comportements déterminera en partie le succès de chaque individu et de la population. Parmi les réponses comportementales aux contaminants, on compte une large gamme de comportement comme l'évitement, l'inhibition de l'alimentation, des mouvements aléatoires accrus et d'autres comportements.

La réponse comportementale est une intégration des réponses physiologiques à un stimulus chimique. Par exemple la chimioréception chez le poisson jouerait un rôle médiateur dans la reproduction migratoire et l'appariement, l'apprentissage, l'alimentation, la reconnaissance des parents et l'évitement des prédateurs (Hara, 1982). Les contaminants qui influent sur la fonction normale des systèmes neurosensoriels peuvent avoir des effets sur la manière dont les organismes se déplacent à travers leur environnement et répondent à la gamme normale d'indices qui les guide vers la nourriture, leur abri et les autres nécessités en ce qui concerne la croissance de la population. Divers points finaux comportementaux ont été traités, notamment la sélection spatiale, la réponse à la nourriture et la capacité d'alimentation, les réponses prédateurs-proies, les comportements agressifs, de démonstration, de reproduction, la réponse à l'alimentation, la ventila-

tion et la toux ainsi que la préférence ou l'évitement à l'égard de divers stimuli.

Histopathologie

Les effets histopathologiques comme des lésions, des néoplasmes et des tumeurs apparaissant chez des populations d'individus qui sont exposées à des contaminants sur le terrain peuvent être utilisés pour documenter les effets des contaminants. La présence ou l'absence de ces effets ont été reliées à l'exposition à des contaminants. On a associé des augmentations du nombre de néoplasmes et de lésions au séjour d'organismes dans des zones contaminées, toutefois, on dispose de peu d'information sur la signification écologique de ces croissances. Chez le poisson, on a avancé que la présence de telles tumeurs pourrait être utilisée comme sentinelle des préoccupations environnementales. En ce qui concerne l'évaluation des lieux contaminés, les données histopathologiques pourraient être recueillies pendant des études effectuées sur le terrain, mais cette information ne doit pas être considérée comme essentielle sauf dans les cas où l'on soupçonne la cancérogénicité du contaminant.

6.4.3 Dynamique de la population, de la communauté et de l'écosystème

L'évaluation du danger à l'échelle de la population ou plus haut exige une évaluation sur le terrain. La sélection du niveau optimal d'organisation dépend d'information telle que les données de base, les résultats des essais de toxicité et les problèmes spécifiques que présente le lieu contaminé. Les mesures portant sur la population et la communauté font souvent partie d'une évaluation par niveaux (section 2.0).

Évaluation de la population

Les changements au niveau de chaque organisme qui sont dus à la présence de contaminants (p. ex. croissance, reproduction) finissent par causer des changements dans les caractéristiques globales des populations. Ces changements ne sont pas en général facilement réversibles à court terme et si des dommages sont notables au niveau de la communauté, alors la probabilité du besoin d'assainissement du lieu augmente. De plus, les effets des contaminants à l'échelle de la population sont considérés comme étant préoccupants pour la société en raison de la valeur donnée aux organisations biologiques à l'échelle de la population (p. ex. pêches commerciales, espèces alimentaires, extinction locale).

Certains chercheurs ont déterminé que les indicateurs de population sont plus sensibles que les mesures effectuées à l'échelle de l'individu et que la croissance de la population peut intégrer les autres

paramètres en tant qu'indicateurs sensibles de l'impact. La présence ou l'absence de certaines espèces dans des habitats touchés par la contamination d'un lieu peuvent être utilisées pour tirer des conclusions associées au lieu, particulièrement lorsqu'on dispose de données historiques sur l'abondance des espèces. Le terme *bio-indicateur* désigne des organismes qui peuvent, par leur présence ou leur absence, être des indicateurs d'éco-régions environnementales, de pollution ou de dégradation environnementale (espèces sentinelles). Le concept du bio-indicateur vise également à inclure l'utilisation d'organismes en tant que moniteurs ou d'accumulateurs de substances toxiques comme des métaux lourds ou des composés organiques. La réglementation ou la surveillance des effets de la pollution basée sur la présence ou l'absence d'un organisme indicateur n'est plus considérée comme étant une solution viable par de nombreux chercheurs. La détermination de l'absence d'une espèce ne fournit pas d'indication sur l'éventualité de la présence antérieure d'une espèce, le temps qu'il a fallu pour qu'elle disparaisse (ou les conditions associées à son éradication) ni sur les coûts des tentatives d'assainissement pour faire revenir l'espèce.

Les populations changent de taille en raison d'une combinaison de naissances, de morts, d'immigration ou d'émigration. Les contaminants peuvent influencer sur les populations en touchant l'un ou l'autre de ces quatre processus. Les effets les plus évidents sont les diminutions de la taille d'une population sous l'effet de la mortalité (p. ex. à la suite d'une exposition à des concentrations létales de produits toxiques, d'une baisse du taux de natalité, d'une diminution de l'approvisionnement en aliments). L'évaluation de la population peut servir à vérifier sur le terrain les données fournies par les essais de toxicité. Il est important de reconnaître qu'un apport graduel continu de contaminant peut donner lieu à des changements lents et graduels de la santé de la population. Les indications reliant des baisses de population à la toxicité d'un polluant dans le cas d'un lieu contaminé peuvent ne pas être évidentes en raison de la grande période de temps au cours de laquelle les changements néfastes sont intervenus (Sheehan, 1984). Pour faire la distinction entre des changements dus au polluant et des changements naturels ou des changements liés à des facteurs anthropiques non liés au contaminant, il faut disposer de très nombreuses données correspondant à la situation de base.

La dynamique de la population, par exemple, le recrutement, la survie des classes d'âge et le succès de la reproduction, peut servir à caractériser la santé de la population; toutefois, il est aussi difficile de déterminer la cause et l'effet dans de nombreux cas. Ce degré d'effort ne devrait être fourni que si d'autres tests indiquent que la préoccupation est justifiée et l'évaluation doit être soigneusement conçue pour écarter toute

autre influence non reliée. Par exemple, la taille des populations peut fluctuer pour des raisons totalement étrangères aux produits toxiques (p. ex. saison, compétition, approvisionnement en aliments).

Évaluation de la communauté

Les interactions de la population, sous l'influence des contaminants, agira sur la dynamique des communautés exposées. Les communautés fluctuent en ce qui concerne la composition en espèces et l'abondance relative de chaque espèce et ces fluctuations sont touchées par des processus encore mal compris. Mis à part tous ces changements, toutefois, il existe une certaine gamme de possibilités qui aident à définir une certaine communauté (U.S. EPA, 1989d). En l'absence d'une perturbation majeure, on peut s'attendre à ce qu'une communauté donnée varie à l'intérieur de certaines limites.

Les contaminants introduits dans l'environnement peuvent influer beaucoup sur une communauté exposée lorsqu'ils créent de nouvelles limites. Par exemple, l'abondance de certaines espèces peut diminuer, ce qui entraînerait la dominance d'autres espèces. Un tel changement modifiera la dynamique d'une communauté et aura potentiellement des effets à l'échelle de l'écosystème. Il faut dans ce cas les compétences de professionnels pour interpréter la composition et l'abondance des espèces dans les communautés. Une telle interprétation peut être facilitée par des comparaisons des données relatives au lieu contaminé à des données relatives à un lieu de référence.

Les évaluations à l'échelle de la communauté peuvent se faire dans le cadre de recherches sur le terrain (mesures directes) ou à l'aide de substituts [p. ex. modélisation de la communauté; microcosmes (section 6.5.2)]. On a insisté beaucoup sur les changements intervenus à l'échelle de la communauté dans le cadre de l'évaluation écologique. Le sens des changements à l'échelle de la communauté est difficile à renverser et ils ne s'expriment qu'après une période de temps considérable; ces changements n'aident pas beaucoup à retracer les causes et les effets. En tant qu'outil d'évaluation du danger dans le cas des lieux contaminés, l'évaluation au niveau de la communauté est la plus utile suivant l'approche du haut vers le bas ou dans le cadre d'un programme de vérification sur le terrain de prévisions faites d'après des essais de toxicité.

Évaluation de l'écosystème

L'écosystème est habituellement un niveau d'organisation biologique que la société souhaite préserver, mais les capacités de l'écosystème ne sont

généralement pas à un niveau qui lui permet de jouer un rôle important dans l'évaluation du danger (section 6.3.3). La santé de l'écosystème n'est ni facilement définissable ni mesurable. Rapport (1989) décrit les exigences principales pour un écosystème en bonne santé comme étant l'intégrité et la durabilité du système, mais il décrit la santé de l'écosystème comme étant un «concept des arcanes» étant donné la longue durée de vie des écosystèmes (Rapport, 1990). De plus la capacité de déterminer la stabilité ou la dégradation est rendue plus complexe par la dynamique naturelle inconnue des processus qui touchent l'écosystème.

Toutefois, si l'on choisit une définition moins académique de la santé de l'écosystème comme celle qui est utilisée aux Pays-Bas (Deineman et van Gestel, 1990), alors les points finaux de mesure de l'écosystème deviennent plus pratiques. Avec cette approche, un «sérieux danger pour les écosystèmes du sol» peut être mesuré par des indicateurs individuels et communautaires et ils n'ont plus par la suite qu'à être extrapolés au niveau de l'écosystème.

Bruns et coll. (1992) ont utilisé une approche avec systèmes multimédia pour cinq critères d'évaluation afin d'examiner la santé de l'écosystème dans des systèmes aquatiques et terrestres. Analogues au système utilisé aux Pays-Bas, ces cinq points finaux de mesure devaient être extrapolés à l'échelle de l'écosystème, mais ils se sont révélés utiles.

6.5 Méthodes d'évaluation du danger

Dans le cadre de l'évaluation du danger décrite dans la section 6.4, on trouve un certain nombre de méthodes pratiques pour évaluer le danger. La présente section ne se veut pas exhaustive, mais elle vise à résumer les méthodes disponibles. Les documents donnés en référence qui ont été compilés par des organismes pour l'évaluation du danger [p. ex. Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference (U.S. EPA, 1989a)] sont des sources de méthodes utiles pour l'évaluation du danger.

Le niveau biologique d'organisation dans l'évaluation du danger est habituellement le niveau de l'individu (p. ex., mesures physiologiques, survie, croissance) ou celui de la population (p. ex. taille de la population, dynamique de la population, succès de la reproduction). Il est difficile d'étudier les niveaux supérieurs d'organisation (p. ex. le niveau de l'écosystème). Il est possible de faire des évaluations au niveau de la communauté, mais il est difficile d'établir une relation entre des changements au niveau de la communauté et des effets du lieu contaminé. C'est pourquoi, la majorité des données d'évaluation du danger s'appliquent à des espèces uniques. Si cette espèce n'est pas représentative des espèces que l'on

cherche à protéger sur le lieu contaminé, les résultats de l'évaluation du risque peuvent ne pas être valides.

L'évaluation du danger porte généralement sur des effets directs sur les récepteurs. Les chercheurs devraient reconnaître que dans certains cas les études effectuées sur le terrain déterminent qu'une espèce donnée est celle qui est touchée, mais que des expériences de laboratoire effectuées avec cette espèce ou avec une espèce analogue ne corroborent pas les études effectuées sur le terrain. Dans ce cas, les contaminants peuvent avoir des effets indirects sur l'espèce en question. Par exemple, le produit chimique peut avoir un effet sur la proie des organismes, ce qui réduirait la taille de la population, même si le produit chimique n'est pas directement toxique pour l'espèce étudiée.

6.5.1 Essais de toxicité

Contexte

Des méthodes d'évaluation du risque aquatique, principalement avec point final de mortalité sont utilisées au moins depuis les années 1970 (Parkhurst et coll., 1990). On s'est préoccupé surtout des systèmes aquatiques d'eau douce et il existe une importante base de données sur l'information toxicologique. Les données sur l'évaluation du danger terrestre ne sont pas aussi abondantes, mais au cours des dernières années on a davantage mis l'accent sur les essais de toxicité dans le sol. Des exemples d'application de données de toxicité à l'évaluation du danger sont données dans la figure 6.2. Le plus souvent, des échantillons de sol, de sédiment ou d'eau sont prélevés dans le lieu contaminé (suivant la conception de l'étude) et ils sont soumis en laboratoire à des essais de toxicité avec des méthodes et des protocoles standard. Des essais de toxicité peuvent aussi être effectués dans des laboratoires mobiles ou *in situ*, avec des espèces qui habitent sur les lieux.

Dans les essais de toxicité, on fait une distinction entre les effets ou les expositions *aiguës*, *sublétale* et *chronique*; il y a beaucoup de controverse en ce qui concerne la définition de chacun de ces termes. Pour les besoins du présent projet on appliquera les définitions suivantes :

Essais de toxicité aiguë

Les essais de toxicité aiguë sont conçus pour évaluer la toxicité relative d'un produit chimique ou d'un échantillon à l'exposition à court terme. Les effets se manifestent rapidement et ils ont tendance à être graves. Le point final qui est couramment mesuré est la mortalité. Les essais sont habituellement effectués pendant une courte période prédéterminée (p. ex. 24 h

et 96 h) de manière à pouvoir déterminer des mesures comme la CL₅₀ (concentration létale pour 50 % de la population testée) ou la CE₅₀ (concentration effective, la concentration qui suscite une réponse spécifique chez 50 % de la population) puisse être déterminée (Rand et Petrocelli, 1985).

Essais de toxicité sublétale

Dans les milieux aquatiques et terrestres, au cours du temps, les organismes sont rarement exposés à des concentrations élevées présentant une toxicité aiguë. Au-delà du point de rejet, la dilution et la dispersion ont tendance à faire diminuer la concentration d'un produit toxique à des niveaux présentant une toxicité sublétale ou chronique. Des concentrations plus faibles peuvent ne pas entraîner de mortalité rapide, mais elles peuvent avoir un effet profond sur le potentiel de survie de l'organisme. Les essais de toxicité effectués avec des concentrations sublétales peuvent être plus importants au point de vue écologique que des études de létalité aiguë car ils se rapprochent davantage des régimes d'exposition qu'une proportion plus importante de la biomasse rencontrera dans l'environnement récepteur.

Essais de toxicité chronique

Les essais de toxicité chronique fournissent une mesure plus sensible de la toxicité que des essais de toxicité aiguë. Le fait qu'un échantillon ne produise pas une réponse aiguë n'implique pas nécessairement qu'il n'est pas toxique. Pour déterminer les effets de l'exposition à long terme à des concentrations sublétales d'un échantillon, des essais de toxicité chronique sont effectués. Les essais de toxicité chronique portent généralement sur le cycle entier de reproduction d'un organisme. D'après les données de toxicité chronique de composés chimiques (p. ex. les produits chimiques pouvant être préoccupants), on peut déterminer la concentration maximale acceptable pour ce produit toxique (CMAT) [ou plus récemment la valeur chronique (VCh)]. La CMAT est définie comme étant la concentration seuil de produit chimique qui produit des effets délétères statistiquement importants. La CMAT est la moyenne géométrique de la concentration sans effet (CSE) à l'extrémité inférieure et la plus faible concentration ayant un effet (PFCE) à l'extrémité supérieure (Rand et Petrocelli, 1985).

Les tests de toxicité aiguë sont probablement plus appropriés dans le cas d'une évaluation initiale, pour déterminer l'étendue et le niveau de gravité sur le lieu. Les tests de toxicité aiguë sont généralement rapides, simples et relativement peu coûteux, mais ils ne sont pas considérés comme étant aussi sensibles que les tests de toxicité chronique. Il faut donc user de prudence pour interpréter les données fournies par les tests de toxicité aiguë car l'absence de mortalité

ÉVALUATION DU DANGER

• POINTS FINAUX

- Points finaux d'évaluation par rapport aux points finaux de mesure _____ *définir les points finaux appropriés pour l'ÉRE*
- Faire la relation entre les points finaux et les récepteurs préoccupants _____ *faire les extrapolations appropriées*
- Faire correspondre les points finaux et les problèmes _____ *choisir les points finaux qui correspondent aux effets prévus et à la voie prévue d'exposition*

• ESPÈCES AQUATIQUES

- Essais de toxicité aiguë _____ *confirmer et quantifier la toxicité*
- Essais de toxicité chronique ou sublétales _____ *extrapoler jusqu'à la concentration sans effet*
- Essais de dilution de la toxicité _____ *extrapoler jusqu'à la concentration sans effet*
- Essais multiples ou sur des espèces multiples _____ *extrapoler à divers taxons ou groupe fonctionnels*
- Évaluation des espèces indigènes par des essais de toxicité _____ *extrapoler aux espèces indigènes*
- Évaluation de l'identification de la toxicité _____ *identifier les produits chimiques ou les types de substances qui contribuent à la toxicité*
- Bio-indicateurs _____ *examiner cause ou effet*
- Expériences sur le mésocosme _____ *extrapoler au niveau de la communauté*
- Études sur le terrain (population ou communauté) _____ *vérifier qu'il y a des effets et établir des points de référence pour l'ordre de grandeur des effets*

• ESPÈCES TERRESTRES

- Données des essais de toxicité aiguë pour les récepteurs ou les espèces substitués _____ *confirmer et quantifier la toxicité*
- PFCEO ou CSEO pour les récepteurs ou les espèces substitués _____ *extrapoler jusqu'à la concentration sans effet*
- Sensibilité des espèces _____ *extrapoler à d'autres taxons*
- Études sur le terrain (population ou communautés) _____ *vérifier qu'il y a des effets*

Figure 6.2 Exemples d'utilisation des données d'évaluation du danger.

n'indique pas nécessairement qu'il ne se produirait pas d'effets chroniques ou sublétaux.

Critères d'évaluation pour les essais de toxicité

Les critères d'évaluation pour la sélection des essais de toxicité devraient être entre autres les suivants :

- **sensibilité** : l'essai est-il sensible à une large gamme de produits toxiques et répond-il à une dose ?
- **applicabilité** : l'organisme testé est-il présent dans l'écosystème du lieu contaminé, a-t-il été déjà utilisé avant et les résultats peuvent-ils être extrapolés au point final d'évaluation ?
- **reproductibilité** : les résultats des essais de toxicité sont-ils reproductibles ?
- **commodité** : d'un point de vue logique, est-il pratique d'effectuer l'essai de toxicité ?
- **disponibilité** : dispose-t-on de protocoles d'essai et de normes de contrôle et d'assurance de la qualité ? Si non, cela compromettra-t-il l'utilité des données ?

Essais de toxicité pour les lieux contaminés

En réponse au besoin de techniques d'évaluation du danger dans le cas des lieux contaminés, un protocole de bio-évaluation des déchets dangereux a été mis au point par le Corvallis Environmental Research Laboratory (Porcella, 1983). Greene et coll. (1989) se sont basés sur cette publication et ils ont fourni des descriptions détaillées des méthodes d'essais pour les lieux contaminés. Des exemples de l'application de ces essais de toxicité sont fournis dans Miller et coll. (1985), Thomas et coll. (1986) et Athey et coll. (1989). Le tableau 6.3 présente des exemples d'essais de toxicité pour les sols, les sédiments et l'eau.

Approche avec batterie d'essais

Les recherches toxicologique traditionnelles sont beaucoup basées sur des essais portant sur une seule espèce parce qu'il fournissent de l'information utile sur les relations dose-réponse. Toutefois, il est extrêmement difficile d'extrapoler des essais à l'échelle de la population à partir d'effets sur des individus et les essais de toxicité portant sur une seule espèce ne permettent pas nécessairement de protéger les écosystèmes. Aucun des essais de toxicité ne peut être utilisé seul pour déceler des effets sur l'écosystème à cause des lieux cibles qui sont variables, des facteurs qui influent

sur la sensibilité et des différences dans les temps de réponses des divers éléments de l'écosystème.

De nombreux chercheurs ont souligné l'importance d'utiliser des essais de toxicité multiples pour évaluer des polluants (p. ex. LeBlanc, 1984; Burton et coll., 1989; Greene et coll., 1989). Une *batterie d'essais de toxicité* ou *série d'essais de toxicité* est privilégiée en raison du fait que la sensibilité des espèces aux produits toxiques varie entre différents niveaux d'organisation, modes d'action, processus métaboliques etc. En général, les essais de toxicité sont choisis pour être utilisés dans une batterie d'essais afin d'offrir une gamme de taxons, de points finaux, de voies d'exposition et de temps. Les essais de toxicité indiqués dans le tableau 6.3 peuvent être utilisés sous forme de diverses combinaisons en tant que batterie d'essais pour l'évaluation du danger lié aux lieux contaminés.

Analyse et interprétation des données des essais de toxicité

Greene et coll. (1989) et Stevens et coll. (1989) décrivent des techniques d'analyse des données applicables aux données fournies par les essais de toxicité et les utilisations des résultats de ces essais. On ne saurait trop insister sur l'importance d'effectuer une analyse et une interprétation correctes qui devront être guidées séparément pour assurer l'uniformité à l'échelle nationale. Dans le cadre de travail du PNALC, les produits finaux des essais de toxicité dans le cadre de l'évaluation du danger sont les résultats de chacun des essais de toxicité. Ces données peuvent être utilisées directement dans la caractérisation du risque ou elles peuvent être extrapolées (section 6.6) pour être appliquées à l'organisme considéré. L'application de facteurs de sécurité et le risque sont traités dans la section 7.0 (caractérisation du risque).

Les données de toxicité relatives à des produits chimiques uniques doivent être utilisées avec prudence parce que les contaminants préoccupants présents dans les lieux contaminés sont souvent des mélanges de produits chimiques. Comme les essais de toxicité sont habituellement effectués pour des produits chimiques uniques, peu de données s'appliquent à des mélanges chimiques. Lorsque des organismes sont exposés à au moins deux produits chimiques à la fois, les effets peuvent être directement cumulatifs, synergiques (plus d'un additif) ou antagonistes (moins que cumulatifs) selon les produits toxiques présents, les organismes testés et le milieu où est réalisé l'essai. Les essais de toxicité dans le cas des lieux contaminés comportent l'évaluation des substrats (eau, sol, sédiments) qui contiennent un certain nombre de contaminants et l'identification des produits chimiques préoccupants n'est pas toujours possible.

Tableau 6.3. Essais de toxicité qui pourraient peut-être servir à l'évaluation du danger sur les lieux contaminés.

Organisme	Type d'échantillon	Durée de l'essai	Point final mesuré	Remarques	Références
Microtox <i>Photobacterium phosphoreum</i>	élutriat de sédiment élutriat de sol lixiviât de sol/sédiment/eau	5/15/30 min	réduction de la bioluminescence	<ul style="list-style-type: none"> utilisé pour caractériser les lieux où se trouvent des déchets dangereux (sensibilité variable) 	Beckman, Inc. (1982) Microtox System Operating Manual
Algue <i>Selenastrum capricornutum</i>	élutriat de sédiment élutriat de sol eau	96 h statique	inhibition de la croissance	<ul style="list-style-type: none"> mesure la toxicité de solutions de déchets dangereux. fournit une indication des effets sublétaux ou chroniques largement utilisé 	Porcella (1983) US EPA (1989) APHA (1989) ASTM (1988)
Lentille d'eau <i>Lemna</i>	élutriat /eau	96 h statique	inhibition de la croissance	<ul style="list-style-type: none"> mesure la toxicité des solutions de déchets dangereux fournit une indication des effets sublétaux ou chroniques largement utilisé 	APHA (1989)
Graine de laitue** <i>Lactuca sativa</i>	sédiment* sol	120 h statique	germination	<ul style="list-style-type: none"> estime la toxicité aiguë de déchets dangereux solides 	Thomas et Cline (1985) Modification de la technique de Neubauer pour évaluer la toxicité des produits chimiques dangereux dans les sols Porcella (1983) Ratsch (1983)
	élutriat de sédiment élutriat de sol	120 h statique	élongation des racines	<ul style="list-style-type: none"> estime la toxicité aiguë de déchets dangereux aqueux et des élutriats de déchets dangereux plus sensible que l'essai de germination des graines 	
Blé <i>Triticum aestivum</i>	sédiments sol	120 h statique	élongation des racines	<ul style="list-style-type: none"> estime la toxicité aiguë de déchets dangereux solides 	Thomas et Cline (1985) Modification de la technique de Neubauer pour évaluer la toxicité des produits chimiques dangereux dans les sols
Radis <i>Raphanus sativa</i>	sédiment sol	120 h statique	élongation des racines	<ul style="list-style-type: none"> estime la toxicité aiguë de déchets dangereux solides 	Thomas et Cline (1985) Modification de la technique de Neubauer pour évaluer la toxicité des produits chimiques dangereux dans les sols

* peut être utilisé pour tester des échantillons aqueux avec 100 % de sol artificiel et à l'aide d'échantillons aqueux plutôt qu'avec de l'eau désionisée pour hydrater les échantillons

**les graines de laitue sont généralement plus sensibles que d'autres graines

Tableau 6.3. (suite).

Organisme	Type d'échantillon	Durée de l'essai	Point final mesuré	Remarques	Références
Abeilles <i>Apis spp.</i>	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • utilisé dans les programmes réglementaires autres que les recherches sur les lieux où se trouvent des déchets dangereux • peu (s'il en est) de validations sur le terrain, toutefois, méthodes méritant d'être considérées • peut être utile pour évaluer des effets écologiques des lieux où se trouvent des déchets dangereux 	Thomas et coll. (1983) Bromenshenk (1985)
<i>Tradescantia</i>	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • essai de mutagenicité des poils staminaux et formation de micronucléi requiert standardisation ou évaluation • lorsque les espèces résidentes sont utilisées comme indicateurs biologiques <i>in situ</i>, peut fournir une occasion d'intégration des tests effectués sur le terrain et en laboratoire 	Grant et Zura (1982) Lower et coll. (1983) Ma et Harris (1985) Lower et coll. (1988)
Essai sur le blé virescent hexaploïde	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • pour déceler des effets cytogéniques • nécessite standardisation ou évaluation • utilisé en laboratoire pour évaluer la clastogénicité résultant de l'exposition à des mélanges à un ou plusieurs produits chimiques. 	Redei et Sandhu (1988) Lower et coll. (1988)

Tableau 6.3. (suite).

Organisme	Type d'échantillon	Durée de l'essai	Point final mesuré	Remarques	Références
Essais de formation de sclérotés	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> essai de réponse des champignons du sol requiert standardisation ou évaluation utilisation limitée dans les évaluations du lieu pour déterminer la formation en réponse à des méthodes chimiques complexes 	Thomas et coll. (1983)
Trèfle rouge <i>Trifolium pratense</i>	sédiment sol	120 h statique	élongation des racines	<ul style="list-style-type: none"> estimation de la toxicité aiguë des déchets dangereux solides 	Thomas et Cline (1985) Modification de la technique de Neubauer pour évaluer la toxicité des produits chimiques dangereux dans les sols
Concombre <i>Cucumis sativa</i>	sédiment sol	120 h statique	élongation des racines	<ul style="list-style-type: none"> estimation de la toxicité aiguë des déchets dangereux solides 	Thomas et Cline (1985) Modification de la technique de Neubauer pour évaluer la toxicité des produits chimiques dangereux dans les sols
<i>Hyalella azteca</i>	eau/éutriat sédiment	48-96 h 10 j statique	mortalité	<ul style="list-style-type: none"> estimation de la toxicité aiguë des déchets dangereux solides 	ASTM (1991)
<i>Chironomus tentans</i>	sédiment	10 j statique	mortalité croissance	<ul style="list-style-type: none"> mesure de la toxicité aiguë des déchets dangereux solides 	ASTM (1991)
<i>Daphnia pulex</i> et <i>Daphnia magna</i>	éutriat de sédiments éutriat du sol eau	48 h statique	mortalité	<ul style="list-style-type: none"> mesure de la toxicité aiguë de solutions de déchets dangereux 	Peltier et Weber (1985)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	eau	7 j statique- renouvellement	mortalité baisse de la reproduction	<ul style="list-style-type: none"> évalue la toxicité de l'eau douce dans les environnements récepteurs et dans les décharges indicateur toxicité chronique 	Mount et Norberg (1984) US EPA (1989) Env. Canada (1990)

Tableau 6.3. (suite).

Organisme	Type d'échantillon	Durée de l'essai	Point final mesuré	Remarques	Références
Nématode <i>Panagrellus redivivus</i>	eau extraits s/s	96 h statique	mortalité croissance maturation	<ul style="list-style-type: none"> estimation de la toxicité aiguë de solution de déchets dangereux 	Samoiloff (1983).
Ver de terre <i>Eisenia foetida</i>	sédiment* sol	14 j	mortalité	<ul style="list-style-type: none"> estime la toxicité aiguë de déchets dangereux solides 	Edwards (1984) Goats et Edwards (1983)
Tête-de-boule <i>Pimephales promelas</i>	eau eau	48 h statique 7 j statique- renouvellement	mortalité mortalité croissance	<ul style="list-style-type: none"> estime la toxicité aiguë de solutions de déchets dangereux pour tester la toxicité sublétales des effluents d'eau douce et des eaux superficielles assez largement utilisé 	Peltier et Weber (1985) ASTM (1989) US EPA (1989)
Truite arc-en-ciel <i>Oncorhynchus mykiss</i>	eau eau	96 h 7-32 j	mortalité mortalité et croissance des embryons et des alevins	<ul style="list-style-type: none"> évaluation de la toxicité aiguë des produits chimiques dans l'eau douce ou des effluents et lixiviats essai sur l'efficacité de la conversion du sac vitellin des alevins mesure des effets létaux et sublétaux sur des alevins de truite arc-en-ciel pas de protocole encore au point 	BC MOE (1982) OME (1989) Env. Canada (1980, 1990). ASTM (1989) APHA (1989) Hodson et Blunt (1981, 1986)
Essai d'aberrations chromosomiques - divers mammifères sauvages	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> examine les cellules mitotiques arrêtées à la métaphase pour y rechercher des altérations ou des perturbations dans les chromosomes bonne corrélation avec la présence d'agents mutagènes et étroitement lié à la présence de cancérogènes 	Brusik (1980) EPA (1985) Baker et coll. (1982) McBee et coll. (1987) Thompson et coll. (1988)

Tableau 6.3. (suite).

Organisme	Type d'échantillon	Durée de l'essai	Point final mesuré	Remarques	Références
Oiseaux et petits mammifères	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • seuls quelques essais ont été réalisés sur des échantillons de déchets dangereux, mais bon potentiel • porte sur les effets des produits chimiques sur les oiseaux et les petits mammifères modélisés 	ASTM (1988) Butler (1987) Cholakis et coll. (1981) McCann et coll. (1981) Schafer et Bowles (1985)
Essais de toxicité aiguë chez les oiseaux	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • méthodes pouvant être adaptées à des évaluations de la toxicité des déchets dangereux présents sur les lieux 	ASTM (1988)
Essais de toxicité aiguë chez les amphibiens	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • méthodes pouvant être adaptées à des évaluations de la toxicité des déchets dangereux présents sur les lieux 	ASTM (1985)
Criquets <i>Acheta domestica</i>	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • utilisé dans les programmes réglementaires autres que les recherches sur lieux contenant déchets dangereux • peu (s'il en est) de validations sur le terrain, toutefois, méthode méritant d'être considérée • peut être utilisée pour évaluer effets écologiques liés à des lieux contenant des déchets dangereux 	Walton (1980)

Tableau 6.3. (suite).

Organisme	Type d'échantillon	Durée de l'essai	Point final mesuré	Remarques	Références
Sauterelles	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • utilisé dans les programmes réglementaires autres que les recherches sur lieux contenant déchets dangereux • peu (s'il en est) de validations sur le terrain, toutefois, méthode méritant d'être considérée • peut être utilisée pour évaluer effets écologiques liés à des lieux contenant des déchets dangereux 	Thomas et coll. (1983)
Fourmi agricole <i>Pogonomyrmex spp.</i>	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> • utilisé dans les programmes réglementaires autres que les recherches sur lieux contenant déchets dangereux • peu (s'il en est) de validations sur le terrain, toutefois, méthode méritant d'être considérée • peut être utilisée pour évaluer effets écologiques liés à des lieux contenant des déchets dangereux 	Gano et coll. (1983)

Facteurs modificateurs

Des différences subtiles dans la qualité de l'eau peuvent influencer sur le comportement, l'activité et la biodisponibilité des produits chimiques. Les *facteurs modificateurs* sont définis comme étant des caractéristiques d'un organisme ou de l'eau environnante qui influent sur la toxicité et qui sont habituellement divisées en deux groupes descriptifs, ceux qui sont biotiques (intrinsèques) et ceux qui sont abiotiques (extrinsèques). Les facteurs modificateurs peuvent agir soit de manière à accroître soit de manière à réduire la concentration d'un produit chimique devant produire une réponse biologique; cet impact peut varier de beaucoup d'une classe de produits chimiques à l'autre et d'un organisme exposé à l'autre. Une réponse biologique est décelable lorsque le produit chimique atteint une concentration suffisante au lieu visé pour perturber la performance mesurable de l'organisme. Les concentrations seuils varient d'un produit chimique et d'un organisme à l'autre et les facteurs modificateurs modifient la vitesse à laquelle les produits chimiques atteignent le lieu visé en changeant la disponibilité du produit chimique pour l'organisme ou la vitesse de transport interne à laquelle le produit chimique atteint le lieu visé. Le lieu visé peut varier selon la concentration du produit chimique qui touche l'organisme.

Des facteurs modificateurs abiotiques et biotiques influent sur la toxicité en modifiant la concentration externe du produit toxique nécessaire pour obtenir la concentration interne seuil au lieu visé, de ce produit chimique à cette dose et pour l'organisme. Les facteurs influant sur l'activité chimique peuvent interagir soit à l'intérieur, soit à l'extérieur de l'organisme. Les facteurs internes sont habituellement biotiques et changent la manière dont les organismes réagissent avec un produit chimique au niveau métabolique. En augmentant le taux de dégradation métabolique ou le taux d'excrétion d'un produit chimique, la dose (exposition) requise pour obtenir la concentration seuil au lieu visé augmente. Les facteurs externes sont habituellement abiotiques et influent sur la disponibilité du produit chimique pour ce qui est de son absorption. Les produits chimiques, particulièrement les métaux, répondent à certains facteurs métaboliques en changeant leur état spécifique et certaines espèces chimiques peuvent atteindre plus rapidement les lieux visés que d'autres en traversant des membranes plus rapidement ou par absorption préférentielle suivant des mécanismes actifs.

Parmi les exemples de facteurs modificateurs biotiques, on compte l'espèce, le stade de vie, l'état nutritionnel, la taille corporelle, l'alimentation et l'acclimatation. Les facteurs modificateurs abiotiques comprennent la température, la dureté de l'eau, l'alcalinité, la teneur en acide humique, en oxygène dissous, en agents chélatants, en solides en suspension, en acides aminés et la présence de matière organique. L'évalu-

ation du danger devrait prendre en compte les facteurs abiotiques et biotiques et reconnaître leur contribution potentielle à l'incertitude. Lorsque c'est possible, il faudrait réduire au minimum l'effet des facteurs modificateurs en utilisant des témoins, des matières d'essai et des organismes d'essai appropriés.

6.5.2 Microcosmes

Les *microcosmes* permettent de manipuler les conditions expérimentales et d'observer des effets chez des systèmes aquatiques au niveau de la population. Ces systèmes permettent d'étudier les effets de perturbations chimiques sur des écosystèmes aquatiques et terrestres. Grâce à l'incorporation de la répétition dans le plan expérimental, les microcosmes fournissent des données qui peuvent être analysées de manière statistique pour déterminer des changements significatifs dans la structure ou le fonctionnement écologiques (Sheehan, 1989). Le microcosme et les mésocosmes ont surtout été mis en application dans le cadre de programmes réglementaires comme TOSCA (Toxic Substances Control Act) dans lequel on évalue de nouveaux produits chimiques (Cairns, 1979). Ces études sont devenues la base des essais visant à vérifier le respect des règlements dans le cas de produits chimiques comme les pesticides et les herbicides. Elles permettent d'effectuer des recherches à un niveau d'organisation biologique qu'il n'est habituellement pas possible d'obtenir dans le cas des essais de toxicité.

Les microcosmes ne peuvent pas toujours être utilisés pour l'évaluation du danger dans les lieux contaminés pour plusieurs raisons. Premièrement, pour préparer les traitements, il faut diluer l'effluent provenant du lieu contaminé et non pas doper des échantillons avec un seul produit chimique. De plus, l'évaluation du danger sur un lieu contaminé est habituellement rétrospectif, de sorte qu'il serait préférable d'effectuer une véritable évaluation de la communauté.

6.5.3 Méthodes d'évaluation sur le terrain

L'importance des évaluations sur le terrain est décrite dans la section 5.0 et la contribution d'une bonne étude sur le terrain à l'évaluation du danger est la détermination du problème et de son étendue. L'utilisation de méthodes d'évaluation sur le terrain dépend en partie de l'approche choisie pour l'évaluation du risque écologique. Dans le cas d'une approche du haut vers le bas, l'évaluation sur le terrain au niveau de la communauté peut être l'une des premières étapes. Dans le cas d'une approche par niveaux du bas vers le haut, le travail au niveau de la communauté peut être l'une des dernières étapes dans l'évaluation du risque écologique, tout comme la validation sur le terrain des

données et les extrapolations découlant des essais de toxicité.

On ne saurait trop insister sur l'importance de se rendre sur le lieu contaminé et de recueillir des données sur le terrain. Les essais de toxicité servent uniquement à modéliser la situation sur le terrain et ils ne sont pas vraiment représentatifs de la dynamique des populations et des communautés. Toutefois, le niveau d'effort requis pour obtenir des données utiles sur le terrain signifie habituellement que les chercheurs essaient d'abord d'autres méthodes plus simples d'évaluation du danger (approche du bas vers le haut).

Les données d'évaluation sur le terrain peuvent être très variables et refléter des fluctuations naturelles dans les constituants 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.

Normalement, les chercheurs se préoccupent de la probabilité (α) de déclarer qu'un effet est important alors qu'il ne l'est pas (= erreur de type I). Il s'agit d'une inquiétude justifiée pour la pratique scientifique de routine car cela permet de concentrer l'attention et les ressources sur des phénomènes susceptibles d'être réels et d'éliminer les phénomènes dont l'existence est équivoque ou douteuse. Toutefois, les chercheurs environnementaux doivent aussi considérer (β), ou la probabilité qu'un effet puisse être décelé. Les coûts et les conséquences des erreurs de type II ou le fait de ne pas déceler un effet qui existe, peuvent être beaucoup plus grands que les coûts et les conséquences des erreurs de types I (Peterman, 1990). Pour cette raison les études d'impact et les évaluations du danger devraient comporter une analyse par puissance (puissance = $1 - \beta$) et vérifier que les tailles des échantillons sont adéquates pour déceler des effets considérés comme étant biologiquement importants. On trouvera de bonnes discussions sur l'analyse par puissance dans Green (1984, 1989), Alldredge (1987) et Peterman (1990). Il n'y pas de raison de limiter l'analyse par puissance aux études sur le terrain; les essais de toxicité peuvent aussi présenter une variabilité élevée et par conséquent, ils présentent une puissance étonnamment peu élevée (Barnhouse et coll., 1986; Suter et coll., 1987).

Toutefois, les avantages de prélever des données sur le terrain pour l'évaluation du danger sont entre autres les suivants (Kapustka et coll., 1989):

- les effets du lieu contaminé sur les espèces indigènes sont mesurés

- des mesures directes sont effectuées (il n'est pas nécessaire de faire des extrapolations à partir des données de toxicité)
- les résultats peuvent être interprétés
- les résultats sont plus facilement compris par les décideurs et par le grand public
- l'information peut être utilisée pour la caractérisation des récepteurs

Pour les besoins du présent document, on n'a pas fourni de résumé des méthodes d'évaluation sur le terrain. Il existe de nombreux manuels qui décrivent les techniques d'étude sur le terrain, plus particulièrement en ce qui concerne l'évaluation des risques (p. ex. Kapustka et coll., 1989) ou pour la surveillance ou l'évaluation écologique (p. ex. Plafkin et coll., 1989). Encore une fois, l'évaluation du risque écologique est basée sur le jugement d'experts comme les chercheurs et les écologistes.

Il est essentiel que les méthodes choisies pour être utilisées sur le terrain (points finaux de mesure) correspondent aux points finaux d'évaluation qui ont été fixés lors de la planification de l'évaluation du risque écologique ou qui ont été déterminés au cours des recherches. Lorsqu'on recueille des données sur le terrain, on est souvent tenté de recueillir trop d'information ou de l'information inutile; il faut donc exercer une certaine discipline lors de la conception des programmes sur le terrain pour les lieux contaminés.

6.5.4 QSAR

Les modèles QSAR (*Quantitative Structure Activity Relationship*) sont des équations mathématiques obtenues pour estimer la toxicité ou toute autre propriété d'un produit chimique qui soit reliée à sa structure. Chaque sous-structure d'une molécule contribue à sa toxicité de manière spécifique et l'équation QSAR décrit cette contribution. Des modèles de ce type se sont révélés très utiles pour estimer la cancérogénicité, la mutagénicité et la toxicité pour des rats, des souris, des daphnés et le tête-de-boule. Les équations QSAR sont généralement utilisées pour prévoir la toxicité de nouveaux produits chimiques et dans le cas de lieux contaminés avec des contaminants multiples, il serait préférable de tester en fait la toxicité du lieu contaminé plutôt que d'essayer de la prévoir. On peut faire appel aux QSAR dans le cas d'un lieu où des organismes sont exposés à un produit chimique au sujet duquel on connaît peu de chose.

6.6 Extrapolations des données d'évaluation du danger

L'une des sources les plus importantes d'incertitude dans le cas de l'évaluation du danger est l'extrapolation des données. Cette section ne vise pas à fournir de l'information en profondeur sur l'extrapolation, mais à familiariser le lecteur avec le type d'extrapolation des données qui sont utilisées pour l'évaluation du danger.

6.6.1 Extrapolation interspécifique

Les essais de toxicité effectués au laboratoire devraient être représentatifs de l'écosystème évalué. On a beaucoup discuté au Canada de l'utilisation des espèces indigènes par opposition à celle d'organismes chez qui la toxicité a été standardisée, testés en laboratoire. D'un côté, les données générées à partir d'espèces vivantes ou d'espèces qu'on s'attend à voir survivre à l'intérieur du lieu contaminé, seront directement applicables au lieu et n'exigeront pas autant d'extrapolation en ce qui concerne la prévision des effets. D'un autre côté, le taux de succès en ce qui concerne l'adaptation d'essais standardisés à des espèces indigènes n'est pas bon; les problèmes de survie des témoins et les facteurs de variabilité élevée ont des effets néfastes sur les travaux de laboratoire et ils troublent l'interprétation des données.

L'option la plus viable pour le moment semble être l'utilisation d'essais standardisés de toxicité, du moins au début, et l'extrapolation de ces résultats aux espèces qui se trouvent sur le lieu. La sélection des organismes dans lesquels on testera la toxicité devrait être faite en prenant en considération la sensibilité de l'espèce, le mode d'action de l'agent stressant, la période d'exposition prévue de populations naturelles, etc. Barnhouse et coll. (1986) ont traité de l'analyse de l'erreur d'extrapolation et ils ont fourni des exemples pratiques (c.-à-d. espèces de poisson; invertébrés aquatiques) pour montrer que des extrapolations interspécifiques et d'un taxon à un autre peuvent fonctionner. Toutefois, dans U.S. EPA (1991), les facteurs d'incertitude de l'évaluation du danger étaient les plus importants dans le cas des comparaisons interspécifiques (p. ex. ils étaient de l'ordre de 1000 à 10 000 dans le cas de la toxicité aiguë et de 100 à 1000 dans le cas de la toxicité chronique). De plus, plus la similitude taxonomique diminue, plus l'incertitude de l'extrapolation augmente.

La méthode la plus courante pour l'extrapolation interspécifique consiste à recueillir des données toxicologiques pour des organismes appartenant à des taxons analogues (p. ex. à la même famille ou classe) et à élaborer une gamme ou des intervalles de confiance pour les concentrations ayant des effets. Si l'on suppose que les espèces non testées présentent une

sensibilité analogue à celle de l'espèce testée, les espèces non testées devraient se situer à l'intérieur de la même gamme (Mayr et coll., 1986; de plus, cette supposition a été initialement à la base de l'élaboration des critères de qualité de l'eau). Des espèces appartenant à des taxons analogues peuvent présenter une large gamme de concentrations de réponse, mais plus on compile de données, plus grande est la confiance que l'on peut faire à la gamme ou à l'intervalle. Dans le cas des lieux contaminés, cette approche serait appropriée, mais le degré d'effort requis pour ces essais n'est habituellement pas justifié. En pratique, le nombre relativement faible d'essais de toxicité qui existent (par rapport au nombre d'espèces existantes) est utilisé pour représenter un hôte parmi les espèces indigènes. Par exemple, l'essai portant sur le ver de terre représente les invertébrés du sol, l'essai de la truite arc-en-ciel représente les poissons d'eau douce et les volailles domestiques représentent la faune aquatique. On se fie beaucoup à la supposition selon laquelle les organismes testés sont sensibles.

6.6.2 Extrapolation d'un point final à un autre

Étant donné qu'il est relativement facile de prélever des données de toxicité aiguë et qu'il existe peu d'essais vrais de toxicité chronique standardisés, on a mis au point des méthodes pour extrapoler des points finaux aigus à des points finaux chroniques. Par exemple, on peut obtenir des concentrations sans effets observés (CSEO) à partir d'une CL₅₀. Premièrement, une analyse des rapports de la toxicité aiguë à chronique ou une analyse par régression est effectuée pour les espèces testées pour déterminer la relation qui existe à partir de données empiriques pour des espèces similaires. Alors la relation dérivée peut être utilisée pour d'autres espèces pour lesquelles on dispose uniquement de données sur la toxicité aiguë. Il faut supposer que le rapport ou la relation entre la toxicité aiguë et chronique reste analogue d'une espèce à l'autre. Ces extrapolations ne devraient être faites que pour les mêmes types d'essais, réalisés dans les mêmes conditions (p. ex. qualité des eaux, stades de vie) (Parkhurst et coll., 1989).

En raison de la nature des données sur la toxicité, les rapports de toxicité aiguë à toxicité chronique présentent souvent une variabilité élevée. Chaque fois que cela est possible (c.-à-d. lorsqu'il est justifié de poursuivre les recherches jusqu'à un niveau supérieur) des essais chroniques ou des évaluations sur le terrain devraient être réalisés sur les lieux contaminés. Les chercheurs doivent évaluer l'incertitude que l'extrapolation d'un point final à un autre introduira dans l'évaluation du risque et déterminer si cette incertitude est acceptable pour un lieu donné.

En plus des rapports de toxicité aiguë à chronique, des essais à court terme comme les essais effectués

aux premiers stades de vie peuvent être utilisés pour prévoir des toxicités chroniques. Grâce à l'utilisation des stades de vie sensibles, on peut obtenir de bons points finaux de la toxicité chronique en beaucoup moins de temps et à un coût bien moindre que dans le cas des essais qui portent sur l'ensemble du cycle de vie (Rand et Petrocelli, 1985). Parkhurst et coll. (1989) offrent un regard plus optimiste pour ce qui est de l'utilisation des essais à cours terme pour prévoir la toxicité chronique par opposition aux essais de toxicité aiguë. Bamthouse et coll. (1986) ont traité de l'analyse de l'erreur d'extrapolation et ils ont fourni des exemples pour montrer qu'une valeur seuil pour un cycle de vie pouvait être déterminée à partir de la valeur d'une CL₅₀.

6.6.3 Extrapolation du laboratoire au terrain

Les études sur le terrain sont utiles pour déterminer quelles sont les populations et communautés touchées et peut-être quels sont les effets environnementaux spécifiques (p. ex. problèmes de reproduction chez une population de poisson en examinant la structure des classes d'âge et la taille des individus). Toutefois, le lien de cause à effet doit être établi par expérimentation, habituellement au laboratoire quoi que des expériences sur le terrain peuvent aussi être réalisées. Idéalement, les chercheurs pourront établir un lien entre la conception des expériences de laboratoire et les données recueillies sur le terrain, ce qui permettra de faire une extrapolation du laboratoire au terrain.

L'une des inquiétudes le plus souvent soulevée vient du fait que les essais de toxicité effectués au laboratoire avec une seule espèce ne permettent pas de mesurer des effets à l'échelle de la communauté et de l'écosystème. Il faut faire du mieux qu'on peut avec les instruments qui existent et les essais de toxicité fournissent de l'information utile pour déterminer le potentiel de toxicité à partir d'échantillons recueillis dans un lieu contaminé. Parkhurst et coll. (1989) avancent que les évaluations basées sur une seule espèce devraient être adéquates pour déterminer les problèmes aux niveaux supérieurs d'organisation biologique. Aux Pays-Bas, Aldenberg et Stob (1992) ont raffiné une méthode statistique pour estimer la protection de 95 % des espèces à partir d'un faible nombre de données relatives à la toxicité.

Pour maximiser l'extrapolation du laboratoire au terrain, les conditions d'essai devraient être le plus analogues possibles aux conditions sur le terrain. Des facteurs modificateurs comme la dureté de l'eau, la température et la teneur en carbone organique (section 6.4) devraient être pris en compte lors de la préparation des essais de toxicité, de manière à ce que des mesures de contrôle adéquates soient mises en application. Malgré les meilleures intentions des chercheurs, les réponses des organismes exposés au laboratoire

diffèrent souvent de celles des organismes qui ont été exposés dans des conditions naturelles; l'extrapolation du laboratoire au terrain fournit alors certaines indications sur le sens et l'ordre de ces différences.

Les données relatives à la toxicité et les données recueillies sur le terrain devraient être comparées à l'aide de techniques exploratoires d'analyse des données (Parkhurst et coll., 1989). Ces analyses préliminaires devraient montrer la relation qui existe entre les données recueillies sur le terrain et celles qui ont été obtenues en laboratoire et proposer des relations de cause à effet. Pour des mélanges complexes que l'on rencontrera souvent dans les lieux contaminés, il peut se révéler impossible de déterminer quel est ou quels sont les produits chimiques à l'origine de la toxicité (Parkhurst et coll., 1989).

Si l'extrapolation du laboratoire au terrain semble être le principal élément d'incertitude dans une évaluation, il peut se révéler utile de poursuivre plus loin les études sur le terrain de manière à déterminer exactement quel est le vrai danger. Par exemple, si une étude sur le terrain montre que le nombre d'invertébrés benthiques a diminué, mais que les essais de toxicité montrent que le lixiviat du lieu contaminé ne présente pas des concentrations toxiques sur le terrain, il faudrait peut-être examiner de manière plus approfondie 1) les caractéristiques du substrat (qui détermine la structure de la communauté benthique) et 2) la toxicité de l'eau prélevée sur le terrain pour des espèces benthiques indigènes.

6.7 Incertitude des données liées à l'évaluation du danger

Les extrapolations traitées dans la section 6.6 contribuent largement à l'incertitude liée à l'évaluation du danger. Des modèles ont été mis au point pour l'extrapolation d'un taxon à l'autre, d'un point final à l'autre et du laboratoire au terrain avec des degrés connus d'incertitude (U.S. EPA, 1991). Toutefois, la capacité de réduire l'incertitude peut être limitée par les facteurs suivants (U.S. EPA, 1991) :

- variations dans les facteurs environnementaux physiques et chimiques (p. ex. facteurs modificateurs)
- interactions chimiques
- interactions physico-chimiques
- stress non chimiques
- interactions biotiques

- effets biologiques indirects qui ne sont pas explicitement déterminés par les essais effectués en laboratoire

L'incertitude des évaluations sur le terrain a toujours été difficile à quantifier. Avec des approches statistiques comme l'analyse par puissance (section 6.5.3), des techniques pour surveiller l'incertitude commencent à être mises au point. Toutefois, il en va autrement pour ce qui est de savoir si le degré d'incertitude des études effectuées sur le terrain est accepté. Quoiqu'il en soit, il est clair que la mesure directe de la toxicité pour les organismes visés, combinée à une évaluation concentrée sur le terrain, constitue pour l'évaluateur du risque la combinaison optimale.

7.0 CARACTÉRISATION DU RISQUE

7.1 Aperçu

7.1.1 Définition et portée

La caractérisation du risque peut être définie comme étant le processus qui permet d'estimer l'ampleur et la probabilité des effets (p. ex. Norton et coll., 1988; Parkhurst et coll., 1990; Pastorok et Sampson, 1990). La caractérisation du risque se fait grâce à une combinaison des résultats de l'évaluation de l'exposition qui donnent une estimation de la concentration des contaminants dans l'environnement, et des résultats de l'évaluation du danger qui donnent une estimation des effets résultant de diverses concentrations. Si les points finaux et les espèces ou communautés cibles sont bien choisies, la caractérisation du risque permettra d'obtenir une description solide de la situation écologique. Évidemment, l'objectif premier de la caractérisation du risque est de fournir une estimation de l'ampleur et de la probabilité des effets. Les autres éléments de l'ÉRE sont intégrés dans la caractérisation du risque. Les caractérisations du risque devraient aussi comporter un résumé et un exposé des points forts, des limites et des incertitudes dues aux données et aux modèles sur lesquels sont basées les conclusions.

Dans de nombreux cas, il est difficile de définir la limite entre la caractérisation du risque et les autres éléments de l'évaluation du risque, particulièrement dans le cas de l'évaluation du danger. L'évaluation du danger et les autres éléments devraient être le plus objectif possible et ne comporter que les suppositions et les calculs nécessaires pour atteindre leurs objectifs. D'autres suppositions et calculs, particulièrement ceux qui sont reliés à des incertitudes, devraient faire partie de la caractérisation du risque. L'évaluation du danger devrait fournir des énoncés (ou distributions) spécifiques des effets mesurés ou prévus : « espèce X sera touchée par une mortalité de 10 % à la concentration Y ». La caractérisation

du risque devrait comporter des étapes, par exemple la division de la valeur obtenue par un facteur de sécurité pour que diverses incertitudes soient prises en compte. Si l'on choisit d'adopter cette division, les résultats de l'évaluation du danger et les autres éléments peuvent être utilisés pour d'autres lieux, par d'autres chercheurs et avec des méthodes de caractérisation du risque différentes. Toutes les données nouvelles relatives à des effets obtenues lors de surveillance ou d'essais de toxicité subséquents peuvent être aisément appliquées à l'évaluation du danger. La caractérisation du risque comprendra alors les suppositions les plus controversées, notamment celles qui sont spécifiques de la méthode ou de l'approche utilisée. Si ces suppositions se révélaient fausses, ou si une autre approche ou méthode de caractérisation du risque est utilisée, seul le processus de caractérisation du risque doit être répété.

7.1.2 Méthodes de classification et de caractérisation du risque

7.1.2.1 Plan de classification utilisé dans le présent rapport

Pour le présent rapport on a suivi le plan de classification utilisé par Norton et coll. (1988) (Figure 7.1). Les méthodes de caractérisation du risque se divisent en méthodes qualitatives et en méthodes quantitatives. Les méthodes qualitatives caractérisent habituellement le risque comme étant élevé, modéré ou faible et ce classement dépend souvent du jugement d'un expert d'information en ce qui concerne l'évaluation du danger.

Les méthodes quantitatives se répartissent en méthode des quotients et en méthode d'exposition continue-réponse. Les méthodes des quotients sont basées sur la concentration prévue dans l'environnement (CPE) divisée par une concentration de base (CB) : $\text{Quotient} = \text{CPE}/\text{CB}$. Les concentrations de base s'obtiennent à partir des évaluations du danger et il s'agit de concentrations spécifiques pour lesquelles on s'attend à un certain niveau d'effets. Les effets correspondant aux concentrations de base peuvent varier puisque ces concentrations peuvent être basées sur des effets aigus (p. ex. CL_{50} ou DL_{50}) ou sur des effets chroniques (p. ex. CMAT) pour une espèce ou plus ou pour un point final ou plus.

Les méthodes d'exposition continue-réponse ne sont pas basées sur une seule concentration de base, mais elles font appel à l'ensemble des relations entre la concentration ou dose et au moins une des réponses. Ainsi, les risques d'une large gamme d'ampleur des effets (p. ex. 1, 10, 25 et 50 % de réduction de la survie) sont pris en compte. Les méthodes de concentration continue-exposition peuvent être encore subdivisées d'après le niveau auquel elles s'appliquent (Individu,

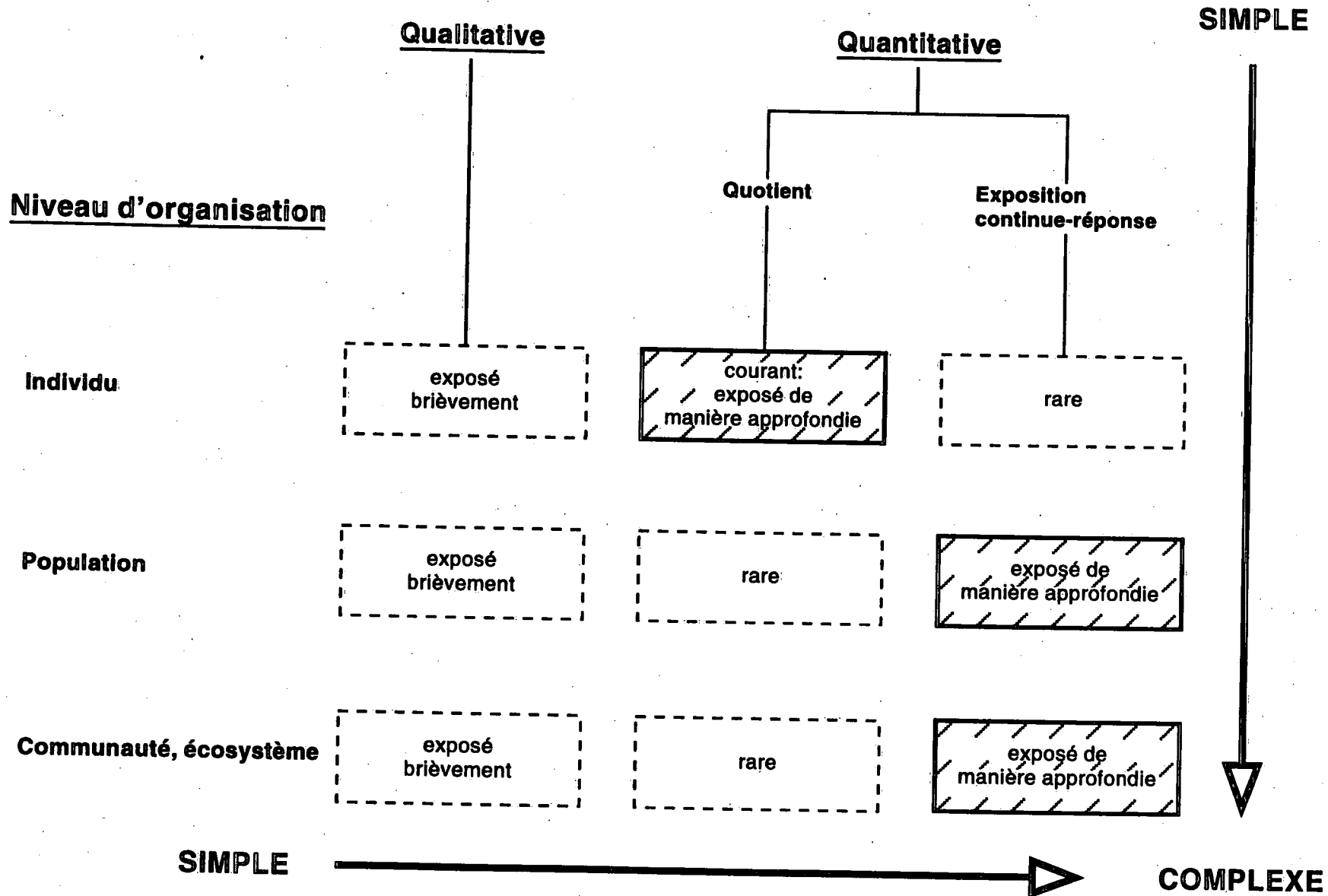


Figure 7.1 Plan de classification pour les méthodes de caractérisation du risque.

population, communauté/écosystème). Les méthodes qui s'appliquent au niveau des individus ne tiennent pas compte des effets au-delà de ceux qui sont considérés dans la plupart des essais biologiques et des essais de toxicité (réduction dans la survie, la croissance ou la reproduction des individus appartenant en général à une seule espèce. Certains auteurs (p. ex. Parkhurst et coll., 1990) considèrent ces méthodes comme s'appliquant à la population tout comme au niveau des individus. Toutefois, dans ce rapport la catégorie des méthodes applicables au niveau de la population est réservée à des méthodes (habituellement des modèles de population) qui prévoient des effets sur plus d'une génération et prennent en compte des effets au niveau de la population comme la probabilité d'extinction. De même les méthodes applicables à un niveau plus élevé (communauté, écosystème) permettent de prévoir des effets au-delà du niveau de la population.

Même si la classification fournie dans la figure 7.1 semble diviser les méthodes de caractérisation du risque en catégories séparées, les caractéristiques utilisées pour la classification peuvent être plus continues que ponctuelles. Ainsi, certaines méthodes peuvent être difficiles à classer parce qu'il peut y avoir un gradient d'une catégorie à l'autre. Ces méthodes intermédiaires sont indiquées dans la section 7.2. Il faut noter aussi que seules les méthodes d'exposition continue sont subdivisées d'après le niveau organisationnel pour les besoins de l'évaluation. La plupart des méthodes des quotients s'appliquent au niveau individuel, mais certaines s'appliquent à des niveaux supérieurs et elles sont mentionnées dans la section 7.2.2.1. Les méthodes qualitatives peuvent aussi s'appliquer à n'importe quel niveau.

7.1.2.2 Autres plans de classification

Le plan de classification représenté dans la figure 7.1 a été choisi parce qu'il est basé sur des considérations importantes, particulièrement sur le degré de quantification de l'ampleur des effets et aussi parce qu'il comporte un gradient allant du simple au complexe. Il y a toutefois d'autres possibilités en ce qui concerne le choix des méthodes (Pastorok et Sampson, 1990; section 1.4 du présent rapport) :

- prédictive opposée à rétrospective
- empirique opposée à théorique
- haut vers le bas opposée à bas vers le haut

Les distinctions entre ces options peuvent aussi s'appliquer à l'évaluation de l'exposition et du danger ainsi qu'à l'évaluation du risque écologique dans son ensemble. Ces autres plans de classification pourraient être utilisés pour subdiviser davantage certaines des catégories de la figure 7.1. Elles signalent d'import-

tantes distinctions qu'il vaut la peine de souligner et elles sont prises en compte dans les descriptions et dans les évaluations des méthodes (section 7.2).

7.1.3 Cadre de travail pour la description et l'évaluation des méthodes

Le cadre de travail et les critères utilisés pour la description et l'évaluation des méthodes de caractérisation du risque sont résumés dans le tableau 7.1 et ils sont traités plus en détail ci-après. Ce cadre de travail et l'évaluation réelle de la section 7.2 sont conçus pour faciliter la sélection des méthodes les plus appropriées dans le cas d'évaluations du risque spécifique.

7.1.3.1 Description des méthodes

Les descriptions portent d'abord sur les caractéristiques utilisées pour la classification dans les catégories données à la figure 7.1, particulièrement sur le degré de quantification et le niveau auquel s'appliquent les différents types de méthodes. La documentation pertinente, notamment des études générales et des exemples spécifiques, est citée ou présentée sous forme de tableaux. Le cas échéant, on donne des exemples d'approches prédictives/rétrospectives ou empiriques/théoriques à l'intérieur d'une catégorie.

7.1.3.2 Critères d'évaluation

Les catégories générales des méthodes sont évaluées en fonction des critères indiqués dans le tableau 7.1 puis une évaluation globale est effectuée. Au nombre des considérations pratiques, on compte les exigences relatives aux données, le niveau d'expertise, la faisabilité, la facilité d'application et le coût et le niveau d'effort. La disponibilité des logiciels ou des manuels d'instruction décrivant des méthodes spécifiques est notée bien que la présente étude ne visait pas à énumérer tous les programmes et tous les manuels. La portée et le degré d'intégration (potentiel réalisé) de méthodes ou de groupes de méthodes ont aussi été considérés pour identifier les cas où des méthodes pourraient être appliquées. Finalement, plusieurs questions scientifiques apparentées ont été considérées; ces questions sont traitées plus en détail ci-après.

Les sources et l'ampleur des incertitudes liées à la caractérisation du risque devraient être déterminées et réduites si possible. Bamthouse et Suter (1986) ont considéré trois sources d'incertitude :

- variabilité inhérente
- incertitude liée aux paramètres
- erreurs du modèle

Tableau 7.1. Approche pour la description et l'évaluation des méthodes de caractérisation du risque.

Catégories/aspects généraux	Catégories/aspects spécifiques
Description	<ul style="list-style-type: none"> • degré de quantification • niveau d'organisation • prédictive/rétrospective • empirique/théorique
Évaluation	
Considérations pratiques	<ul style="list-style-type: none"> • exigences relatives aux données • degré d'expertise requis • faisabilité/facilité d'application • degré d'effort requis • coût
Portée/intégration	<ul style="list-style-type: none"> • portée - produits chimiques, écosystèmes • intégration - niveau d'organisation • applicable à des mécanismes d'exposition et à des produits chimiques multiples
Considérations scientifiques	<ul style="list-style-type: none"> • incertitude (identification, quantification) • vérification, étalonnage, validité
Évaluation globale	<ul style="list-style-type: none"> • avantages • limites

La variabilité inhérente désigne la variabilité inhérente dans les systèmes écologiques et dans la mesure des paramètres écologiques. Parmi les exemples de cette variabilité, on pourrait citer la variabilité du rejet et les erreurs de mesure et d'échantillonnage. Les erreurs de mesure et d'échantillonnage peuvent être réduites si l'on fait appel à des mesures plus précises et à des plans d'échantillonnage appropriés. La variabilité naturelle ne peut être réduite, mais elle peut être quantifiée d'après les variances ainsi que les moyennes qui permettent de calculer la probabilité des effets. L'incertitude liée aux paramètres désigne l'incertitude liée à l'estimation des paramètres. Il s'agirait par exemple de l'estimation d'une concentration de base chronique d'après les valeurs de CL₅₀ et de l'estimation de la toxicité d'un produit chimique d'après sa structure ou son activité. On peut réduire l'incertitude liée aux paramètres en élaboration des méthodes d'estimation plus précises (p. ex. par régression) ou en mesurant directement le paramètre en question. L'erreur du modèle désigne des sources d'incertitude à grande échelle et comprend les erreurs liées à l'utilisation de quelques variables pour représenter de nombreux phénomènes complexes à l'aide de relations fonctionnelles inappropriées et en utilisant des limites inappropriées pour définir le système à l'étude. Ces erreurs de

modèle sont très difficiles à quantifier ou même à déceler et il est donc difficile de les réduire parce qu'elles sont liées à l'inconnu (incertitudes vraies).

L'importance relative de ces sources d'incertitude peut varier selon les méthodes ou les approches employées. Par exemple, la variabilité inhérente peut être la source la plus importante d'incertitude dans le cas des approches rétrospectives et peut-être aussi dans le cas des approches empiriques, alors que l'incertitude liée aux paramètres peut être plus importante dans le cas des approches prédictives et théoriques. L'expression «erreur du modèle» donne à penser qu'il s'agit d'une source d'incertitude seulement dans le cas des modèles théoriques alors qu'elle est très importante pour toutes les méthodes de caractérisation du risque. En effet, toutes les méthodes sont basées sur une série réduite de variables, font quelques suppositions au sujet des relations fonctionnelles (ou les laissent de côté) et imposent des limites au système étudié.

Il est aussi possible d'établir une corrélation entre l'incertitude provenant de sources différentes. Une mesure précise d'un paramètre quelconque réduira non seulement la variabilité inhérente, mais elle fera aussi

augmenter la précision de tous les autres paramètres estimés à partir de ce paramètre. Il y a habituellement une compensation entre l'incertitude liée au paramètre et certaines erreurs du modèle. En incluant davantage de variables dans un modèle ou dans une caractérisation, et en étendant les limites d'une étude, on accroît la somme des contributions aux incertitudes des paramètres. La même considération s'applique à des modèles de régression empiriques. En faisant augmenter le nombre de variables, on fait aussi augmenter la proportion de la variance dont on tient compte dans la régression, mais le carré de la moyenne résiduel (qui déterminera les intervalles de prévision ou de confiance) peut en fait augmenter à cause de la réduction des degrés de liberté. Même des analyses rétrospectives comme ANOVA dans une étude d'impact peuvent devenir rapidement impossibles à gérer si l'on tient compte de trop de facteurs.

La vérification, l'étalonnage et la validité sont nécessaires pour accroître la précision des caractérisations du risque et pour augmenter le degré de confiance dans les résultats finaux des études d'évaluation du risque. La vérification de caractérisation du risque prédictive par une observation subséquente est importante, mais elle est rarement effectuée (p. ex. Norton et coll., 1988; Parkhurst et coll., 1990; Pastorok et Sampson, 1990). Des méthodes qui sont vérifiables et qui ont donné de bons résultats dans le passé sont plus crédibles que celles qui ne sont pas vérifiables ou que celles qui n'ont pas été vérifiées dans le passé. Les méthodes, particulièrement celles qui comportent une extrapolation ou une estimation, devraient aussi être basées sur des suppositions valides ou raisonnables en ce qui concerne les relations ou les processus. Un grand nombre des évaluations du risque se font par l'intermédiaire d'un processus par niveau pour ce qui est de la prévision, suivi d'une vérification/étalonnage, se déplaçant de simple à complexe. Une approche par niveau, combinée à une vérification des prévisions du risque par surveillance subséquente est recommandée dans le présent rapport et elle est décrite dans les sections 2.0 et 9.0. La comparaison des prévisions obtenues à partir de différentes méthodes constitue un excellent moyen de vérifier la caractérisation des risques et d'estimer les incertitudes.

L'évaluation globale permet de déterminer les points forts et les limites de chaque catégorie de méthodes. Les méthodes choisies pour une évaluation du risque donnée dépendra des objectifs et d'autres facteurs comme les données disponibles ou les données qui peuvent être recueillies. La sélection de méthodes appropriées est une étape importante du stade de planification et elle est traitée de manière plus approfondie dans la section 7.2 et dans la section 9.0.

7.2 Description et évaluation des méthodes

7.2.1 Méthodes qualitatives

Les méthodes qualitatives sont définies comme étant celles qui ne permettent pas de quantifier l'ampleur ou la probabilité des effets. Ces méthodes peuvent quand même quantifier les risques sur une sorte d'échelle d'ordre ou de catégories. Dans de nombreux cas, les méthodes qualitatives dépendent du bon jugement professionnel et elles sont utilisées comme moyen préliminaire pour caractériser des lieux ou des secteurs préoccupants. Ces méthodes sont brièvement passées en revue dans Norton et coll. (1988). Plusieurs bureaux de la U.S. EPA ont mis au point des méthodes qualitatives dont la liste est donnée dans le tableau 7.2. Le Argonne National Laboratory a mis au point un certain nombre de méthodes qualitatives qui se concentrent principalement sur les impacts énergétiques (Ballou et coll., 1981). L'exemple canadien le plus frappant est la méthode utilisée par le CCME (1991a) pour classer les lieux contaminés. Ces méthodes qualitatives prennent en compte des facteurs comme l'exposition, le danger et les espèces et environnements sensibles. Il existe aussi d'autres méthodes plus formelles comme l'analyse de l'arbre de défaillance, mais elles sont rarement utilisées (Bamthouse et al., 1986).

Les méthodes qualitatives ne sont pas revues en détail dans le présent rapport car la méthode choisie pour les lieux contaminés au Canada a déjà largement été traitée ailleurs (p. ex. CCME, 1991a). Toutefois, la valeur de méthodes qualitatives et du jugement professionnel comme outil de dépistage préliminaire pour classer ou comparer les lieux ou des produits chimiques ne devrait pas être sous-estimée.

7.2.2 Méthodes quantitatives

7.2.2.1 Quotient

Description

Le tableau 7.3 présente des exemples de méthodes des quotients. La méthode d'évaluation standard utilisée par le U.S. EPA Office of Pesticide Programs (OPP) (Urban et Cook, 1986), qui sert à faire des évaluations du risque afin de faciliter les décisions relatives à l'homologation des pesticides est probablement la plus couramment citée. Cette méthode et d'autres méthodes diffèrent principalement en ce qui concerne la concentration de base (CB) utilisée, les facteurs de sécurité ou d'application appliqués pour obtenir cette concentration de base et l'interprétation et la manipulation du quotient CPE/CB. Pour toutes les méthodes, un quotient < 1 indique un risque faible ou inexistant; une valeur ≥ 1 indique la

Tableau 7.2. Exemples de méthodes qualitatives de caractérisation du risque.

Organisme/méthode	Description/remarques
CANADA	
<p>CCME (1991a) Système national de classification</p> <p>Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada (1991) - Loi canadienne sur la protection de l'environnement- Rapports</p>	<ul style="list-style-type: none"> • système de dépistage et de notation pour les lieux contaminés • basé sur les caractéristiques, les voies d'exposition et les récepteurs des contaminants • caractérisation du risque verbale (p. ex. élevé, faible) • jugement d'expert/étude de la documentation • classes de produits chimiques
ÉTATS-UNIS	
<p>U.S. EPA</p> <p>Office of Water Regulations & Standards (U.S. EPA, 1983)</p> <p>Office of Solid Waste (U.S. EPA, 1987a)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • caractérisation verbale du risque • jugement d'un expert • basé sur des combinaisons d'espèces clés, de produits chimiques ou d'emplacement • basé sur la proximité à des environnements sensibles <ul style="list-style-type: none"> - risque = inverse de la distance par rapport à l'environnement sensible le plus proche = nombre d'environnements sensibles à proximité • exploitation de l'huile et du gaz/ressources minières

présence d'un risque. La CPE peut être mesurée directement, prévue au moyen d'un modèle du devenir ou même calculée en retour pour fixer une certaine CPE comme étant «sans danger» ou comme critère d'assainissement. Par exemple si la CB était de 2 mg/L, on pourrait établir un critère d'assainissement de < 2 mg/L pour représenter l'absence de risque ou un risque faible. Les concentrations de base s'obtiennent à partir de l'évaluation du danger. La méthode des quotients permet de déceler un risque potentiel, mais pas de caractériser son ampleur.

Évaluation

Considérations pratiques

Les données, le coût et le degré d'expertise requis pour la méthode des quotients dépendent du niveau d'effort consacré à l'exposition et à l'évaluation du danger, puisque la caractérisation du risque est en fait une simple question de division d'une

concentration par une autre. La plupart des références citées pour les exemples du tableau 7.3 pourraient servir de manuel de protocole pour effectuer l'ensemble de l'évaluation du risque. Des logiciels ont aussi été mis au point pour plusieurs des méthodes; ces programmes devraient être considérés comme étant des programmes d'évaluation de l'exposition ou du danger puisque le calcul de la caractérisation du risque est habituellement évident.

Portée/intégration

La plupart des méthodes des quotients s'appliquent à un seul produit chimique ou voie d'exposition au niveau de l'individu. Ces restrictions sont les principales limites de ces méthodes et les tentatives d'éliminer les restrictions sont traitées en détail ci-après. Autrement, les méthodes des quotients peuvent être appliquées à n'importe quelle espèce, produit chimique ou lieu pour lesquels une CB et une CPE peuvent être calculées.

Tableau 7.3. Exemples de méthodes de caractérisation du risque par le quotient.

Organisme/méthode	Portée	Description	Remarques
CANADA			
CCME/Recommandations pour la qualité de l'eau (CCMRE, 1987)	<ul style="list-style-type: none"> aquatique, produit chimique unique.pourrait être appliqué à d'autres milieux ou écosystèmes 	<ul style="list-style-type: none"> CB/FS recommandés FS varient selon les propriétés du produit chimique et les données disponibles 	<ul style="list-style-type: none"> méthode des quotients de base/critères
ÉTATS-UNIS			
U.S. EPA			
Office of Pesticide Programs Standard Evaluation procedure (Urban et Cook, 1986)	<ul style="list-style-type: none"> aquatique/terrestre un seul produit chimique ou voie d'exposition portée pouvant s'étendre avec méthodes modificatrices 	<ul style="list-style-type: none"> risque = CPE/CB FS (FA) appliqué si CB basée sur la CL_{50}/DL_{50} pas de FS appliqué si la CB est basée sur la CSEO utilisé dans le cadre de l'homologation des pesticides 	<ul style="list-style-type: none"> méthode des quotients de base il existe des programmes pour PC
Chemical Migration Risk Assessment (Onishi et coll., 1982, 1985)	<ul style="list-style-type: none"> aquatique/un seul produit chimique peut être adapté à d'autres écosystèmes/mélanges chimiques 	<ul style="list-style-type: none"> CB fixée; CPE exprimée sous forme de distribution risque = probabilité de dépasser la CB plusieurs CB sont souvent utilisées (p. ex. aiguë, chronique) 	<ul style="list-style-type: none"> point fort : évaluation de l'exposition programme existant (FRANCO); peut être adapté
Office of Water Regulation and Standards Natl. Water Quality Criteria (U.S. EPA, 1986)	<ul style="list-style-type: none"> aquatique (étendu à la faune considérée) un seul produit chimique exposition dans l'eau; mais tient un peu compte de l'apport alimentaire 	<ul style="list-style-type: none"> risque = CPE/CB CB s'applique au 5^e percentile le plus faible des espèces classées d'après leur sensibilité 	<ul style="list-style-type: none"> méthode de base des quotients/critères il existe des programmes pour PC
Waste Load Allocations (U.S. EPA, 1985 a, 1987c)	<ul style="list-style-type: none"> aquatique un seul produit chimique ou effluent 	<ul style="list-style-type: none"> exprimé en charges (masse/jour) plutôt qu'en concentration FS appliqué au rejet aigu des déchets rejet chronique basé sur un faible débit (7Q10) 	<ul style="list-style-type: none"> utile pour les effluents
Office of Solid Wastes Risk-Based Variance (U.S. EPA, 1987b)	<ul style="list-style-type: none"> déchets provenant de réservoirs de déchets dangereux aquatique; terrestre produits chimiques multiples 	<ul style="list-style-type: none"> risque = Σ (CPE/CB) pour des produits chimiques multiples CB sont les critères de l'EPA pour la qualité de l'eau ou CMAT/FS 	<ul style="list-style-type: none"> méthode de base mais fait la somme des quotients

Tableau 7.3. (suite).

Organisme/méthode	Portée	Description	Remarques
Risk-Cost Analysis Model (U.S. EPA, 1984)	<ul style="list-style-type: none"> • aquatique/terrestre • déchets dangereux • produits chimiques multiples présents, mais seul le plus toxique est utilisé • devrait être applicable à l'échelle de la communauté, de l'écosystème 	<ul style="list-style-type: none"> • devrait être basé sur un ou des quotients appartenant aux espèces les plus sensibles • quotient sujet à d'autres manipulations pour donner la note qualitative estimant le risque pour la communauté/écosystème • CB peut être choisies d'après les critères de qualité de l'eau de l'EPA • série complexe de FC appliquée 	<ul style="list-style-type: none"> • certain appui empirique pour la méthode utilisée pour extrapoler de l'individu d'une espèce vers la communauté • difficile à décrire et à classifier! • programme existant pour PC (et nécessaire) • est aussi basé sur une importante base de données (inventaire des habitats aux É.-U.)
Ohio EPA (1987a,b, 1988) Critères biologiques	<ul style="list-style-type: none"> • niveau de la communauté • aquatique • porte indirectement sur des produits chimiques et des voies d'exposition multiples 	<ul style="list-style-type: none"> • basé sur des indices du bien-être des poissons, des macroinvertébrés • risque = valeur observée/valeur de fond ou valeur servant de critère • risques /critères de qualité de l'eau basé sur des effets et non pas des concentrations 	<ul style="list-style-type: none"> • méthode empirique • nécessite des données relatives aux valeurs de fond
New York Dept. Ecology and Conservation Niagara River Fish Flesh Criteria (N.Y. DEC, 1987)	<ul style="list-style-type: none"> • faune piscivore • un seul produit chimique 	<ul style="list-style-type: none"> • risque = CPE/CB • CPE désigne les résidus prévus ou observés chez le poisson • CB désigne la dose pour les oiseaux/mammifères • divers FS appliqués à la CB 	<ul style="list-style-type: none"> • tire profit de l'importante série de données existant pour la CB chez les oiseaux et les mammifères
Washington Dept. Ecology Apparent Effets Thresholds (AET) (Washington DOE, 1991)	<ul style="list-style-type: none"> • aquatique; sédiments • produits chimiques uniques • voies d'exposition multiples? 	<ul style="list-style-type: none"> • risque = CPE/CB • CB = SAE mesurée empiriquement avec FS souvent appliqué • SAE = concentration la plus élevée ne causant pas d'effets lors des essais de toxicité dans les communautés benthiques 	<ul style="list-style-type: none"> • méthode empirique • exige une importante série de données pour déterminer la SAE
Oak Ridge Nat'l Laboratory Analysis of Extrapolation error (Suter et coll., 1986)	<ul style="list-style-type: none"> • aquatique; peut s'adapter au milieu terrestre • un seul produit chimique ou voie d'exposition 	<ul style="list-style-type: none"> • CPE, CB exprimée sous forme de distribution • limites de prévision pour le quotient • aucun FS appliqué à la CB 	<ul style="list-style-type: none"> • représenté dans la figure 7.2 c)

La somme des quotients est l'une des méthodes utilisée dans le cas de produits chimiques multiples (p. ex. U.S. EPA 1987b; cette méthode est utilisée par le U.S. EPA Office of Solid Waste). Cette somme est alors interprétée de la même façon qu'un quotient obtenu pour un seul produit chimique et si la somme est ≥ 1 alors on présume qu'il existe un risque. La présomption sous-jacente est que les toxicités (en fait 1/CB) sont additives. Il s'agit d'une présomption raisonnable dans le cas des concentrations ayant des effets létaux comme la CL_{50} , et elle constitue la base de l'utilisation des unités de toxicité (qui correspondent à CPE/ CL_{50}) (U.S. EPA, 1985a où sont décrites les unités de toxicité). Toutefois, la même présomption d'additivité peut ne pas s'appliquer à des concentrations ayant des effets sublétaux comme la CSEO ou la CMAT. La somme des quotients pourrait aussi être appliquée à des voies d'exposition multiple (p. ex. absorption à partir de l'eau et de la nourriture), mais aucun exemple n'a été trouvé. Dans ce cas, la CPE et la CB seraient calculées pour chaque voie.

La somme des valeurs devrait faire partie de la caractérisation du risque plutôt que de l'évaluation du danger ou de l'exposition (p. ex. il faudra faire la somme des quotients plutôt que de calculer une CB pour un mélange spécifique). Si un mélange existant ou prévu de produits chimiques est utilisé pour l'évaluation du danger et qu'une CB est calculée pour ce mélange, alors cette CB s'applique uniquement à ce mélange spécifique et elle ne peut être utilisée pour produire des critères d'assainissement. De plus, la composition de n'importe quel mélange peut varier selon le milieu et avec le temps. Toutefois, si l'évaluation du danger est limitée au calcul de la CB pour des produits chimiques individuels, alors, ces CB individuelles peuvent servir à la caractérisation du risque de n'importe quel mélange existant ou visé. Les effluents qui ont une composition raisonnablement constante constituent une exception importante si l'exposition était largement limitée à des contaminants contenus dans l'eau. Dans ce cas, la caractérisation du danger et du risque pourrait se faire en tenant compte de l'effluent dans son ensemble et des critères d'assainissement pourraient être basés sur la toxicité globale de l'effluent ou sur des effets mesurés dans le cours d'eau (c.-à-d. que le critère ou l'objectif pourrait être une CSEO dans l'effluent plus élevée que la concentration minimum qu'on s'attend à mesurer dans le cours d'eau).

Deux approches différentes ont été utilisées en ce qui concerne les effets à des niveaux supérieurs (c.-à-d. au-dessus du niveau individuel) :

- utilisation d'espèces sensibles, en supposant que la protection de ces espèces protégera aussi le reste de la communauté

- mise au point de bases de données empiriques mettant en relation des effets à des niveaux supérieurs et les concentrations de contaminant (p. ex. les méthodes avec seuil d'apparition des effets ou SAE)

Ces approches ne font habituellement pas partie de la caractérisation du risque en soi, mais elles s'intègrent davantage à la caractérisation des récepteurs ou à l'évaluation du danger. Toutefois, la supposition selon laquelle la protection des espèces sensibles protège également d'autres espèces et empêche les effets à des niveaux supérieurs devrait être notée lorsqu'il est question des suppositions et des incertitudes dans les rapports d'évaluation du risque. Certains européens font appel à une approche plus quantitative et plus probabiliste (p. ex. Wagner et Lokke, 1991). Les concentrations de base sont obtenues (mesurées ou estimées) pour certaines espèces représentant la communauté. On présume que cet échantillon de CB suit une certaine distribution, habituellement log-normale et des limites de tolérance statistiques sont calculées. Ainsi, la limite inférieure de tolérance à 95 % protégerait 95 % des espèces dans la communauté. L'avantage de cette méthode, par rapport au simple choix de la CB pour l'espèce la plus sensible, réside dans le fait que les limites de tolérance sont moins variables et plus précises que des extrêmes comme les minimums et que les limites de tolérance sont quantitatives et probabilistes.

La méthode utilisée par l'Ohio EPA pour évaluer la qualité de l'eau superficielle est probablement la méthode des quotients la plus perfectionnée qui existe pour des effets à des niveaux supérieurs (communauté, écosystème) (Ohio EPA, 1987a,b, 1988). Cette méthode est empirique et basée sur des études de communautés de poisson et de macroinvertébrés. L'État a été divisé en écorégions et à l'intérieur de chacune de ces écorégions, on a échantillonné trois types d'habitats basés sur la taille et le courant d'eau : endroits de pêche à gué, endroits où se trouvaient des bateaux et eaux d'amont. Trois indices ont été utilisés :

- Indice d'intégrité biotique du poisson ou Index of Integrity for fish (IBI; Karr, 1981)
- Indice de bien-être du poisson ou Index of Well-Being for fish (Iwb)
- Indice de la communauté des invertébrés ou Invertebrate Community Index (ICI)

Chacun de ces indices tient compte de plusieurs mesures comme l'abondance totale et la biomasse, l'abondance des taxons sensibles et tolérants, le nombre de taxons (richesse et diversité). Il faut noter que comme la méthode de l'Ohio EPA combine plusieurs mesures pour calculer les trois indices, on

peut dire qu'elle est partiellement qualitative. Les valeurs de l'indice sont comparées aux valeurs critères. Les critères pour les habitats d'eau tiède se situent aux 25^e percentiles par rapport aux lieux de référence situés dans la même écorégion; les critères pour les habitats d'eau tiède exceptionnels sont les 75^e percentiles. Dans la caractérisation du risque, le risque serait exprimé sous forme de quotient : valeurs observées/critères (ou critères/valeurs observées si des valeurs faibles pour le indices montrent qu'il y a eu impact). Cette méthode est rétrospective étant donné que les valeurs des indices seraient presque impossibles à prévoir par exemple pour les appliquer à l'assainissement ou à d'autres scénarios. La valeur de la méthode réside surtout dans les évaluations rétrospectives, dans la fixation d'objectifs ou de critères d'assainissement et dans la mesure du progrès effectué dans l'atteinte de ces objectifs ou critères.

Considérations scientifiques

Les méthodes des quotients les plus simples ne font aucune affirmation au sujet de l'incertitude ou de la probabilité. Un effet se produira (quotient ≥ 1) ou il ne se produira pas (quotient < 1). Si la concentration de base est une CSEO ou CMAT, elle peut même ne pas correspondre à un effet d'une ampleur donnée. Toutefois, il est possible de faire des caractérisations du risque par la méthode des quotients, qui est plus quantitative et plus probabiliste, en spécifiant l'effet sous forme d'un centile spécifique (p. ex. CE₁₀ ou CL₁₀), et en formulant une prévision ou des limites de tolérance pour la CB ou une CPE ou pour les deux (figure 7.2). Par exemple, la méthode d'analyse de l'erreur d'extrapolation décrite par Suter et coll. (1986) prend en compte l'incertitude reliée à la fois à la CB et à la CPE pour estimer la probabilité que la CPE $>$ CB (la formule utilisée pour estimer la probabilité est donnée à la p. 55 de leur document). Cette méthode correspond à la figure 7.2 (partie c), bien que l'incertitude au sujet de la CB désigne seulement l'erreur d'extrapolation des effets aigus aux effets chroniques ou l'erreur d'extrapolation interspécifique.

La méthode des quotients permet habituellement de tenir compte de l'incertitude en établissant des catégories qualitatives pour les quotients ou en appliquant des facteurs de sécurité à la CB ou, moins fréquemment à la CPE. Dans le présent rapport, on fait une distinction entre les facteurs d'application (extrapolation; section 6.6) qui sont utilisés pour transformer des effets aigus (ou létaux) en concentrations ayant des effets chroniques ou sublétaux, et les facteurs de sécurité qui sont utilisés pour donner une marge de sécurité non spécifiée. On considère des facteurs d'application dans le cadre de l'évaluation du danger puisqu'ils ont habituellement une certaine base empirique (p. ex. Barnhouse et coll., 1986). Les facteurs de sécurité font

partie de la caractérisation du risque car ils remplacent des énoncés probabilistes.

La méthode des quotients décrite dans Barnhouse et Suter (1986) et dans U.S. EPA (1987b) utilise des catégories qualitatives pour les quotients :

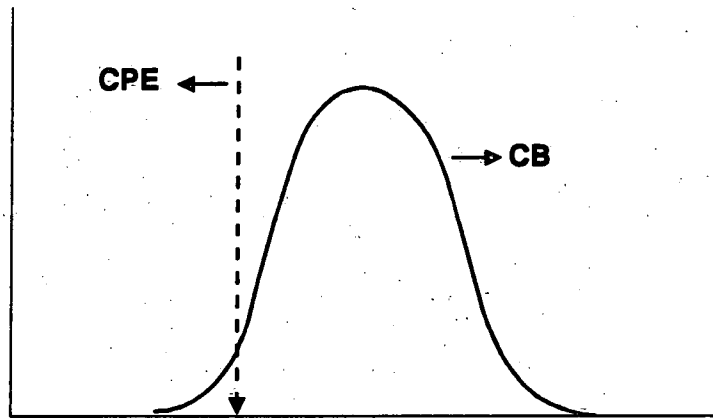
- $< 0,1$ = aucun risque
- $0,1 - < 10$ = risque possible
- > 10 = risque élevé

Dans le cas de la procédure standard utilisée par la U.S. EPA OPP (Urban et Cook, 1986), un certain nombre de facteurs de sécurité différents sont appliqués à la CB. Par exemple, un facteur de sécurité de 2 est appliqué pour les organismes aquatiques parce qu'ils sont considérés moins aptes à limiter leur exposition par la migration ou par un autre comportement et des facteurs de sécurité de 10 et 20 sont employés pour les espèces terrestres et aquatiques en danger d'extinction, respectivement. Le Canada (CCREM, 1987) utilise aussi des facteurs de sécurité pour établir des recommandations pour la qualité de l'eau comme le font de nombreux autres organismes. Suter (1986) a avancé qu'il serait préférable d'établir des catégories de sécurité à des concentrations de base. Les catégories peuvent (et elles le sont souvent) être basées sur les mêmes considérations et valeurs numériques que les facteurs de sécurité; le point à retenir est que tout type d'ajustement de cette sorte devrait être clairement énoncé lors de la caractérisation du risque plutôt que d'être potentiellement masqué dans l'évaluation du danger.

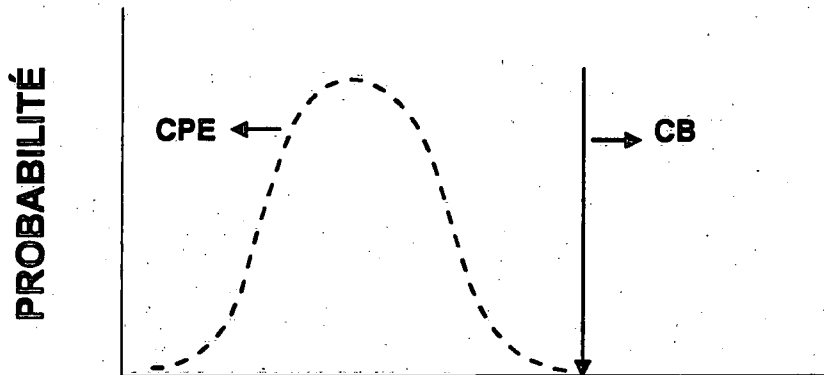
Les suppositions à la base des méthodes des quotients susmentionnées ont rarement été vérifiées, en partie parce que des suppositions plus vérifiables ou mieux étayées ont délibérément été intégrées à l'évaluation du danger.

Il existe certainement des occasions de vérification avec les importantes séries de données fournies par de nombreuses études et ces vérifications devraient être faites (Pastorok et Sampson, 1990). Les méthodes des quotients ou des formes dérivées sont utilisées depuis plusieurs années pour l'évaluation du risque et pour l'élaboration de critères et de nombreuses évaluations du risque sont rétrospectives. Ainsi, dans de nombreux cas, il est possible de comparer le risque prévu avec le risque réel ou observé. On soupçonne que de nombreuses études de cette nature sont déjà en cours ou en sont au stade de la planification et qu'elles devraient apparaître dans la documentation en nombre croissant. Selon certaines indications, les critères de qualité de l'eau ou les limites de charge des effluents obtenus à partir d'essais de toxicité effectués avec des

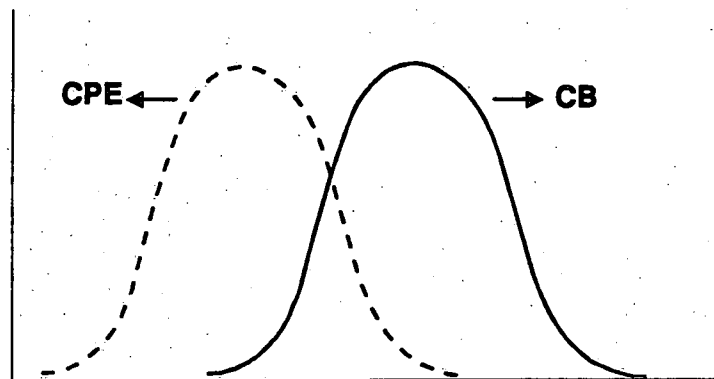
a) estimation ponctuelle de la CPE; distribution de la probabilité pour la CB



b) distribution de la probabilité pour la CPE; estimation ponctuelle de la CB



c) distribution de la probabilité pour la CPE et pour la CB



CONCENTRATION

Figure 7.2 Degrés de quantification de l'incertitude ou des probabilités pour les méthodes de caractérisation du risque par les quotients. CB = concentration de base; CPE = concentration prévue dans l'environnement.

espèces uniques permettent de protéger les communautés de macroinvertébrés vivant dans les cours d'eau (p. ex. Eagleson et coll., 1990). Selon la manière dont sont calculés les critères ou les limites de charge, ceci pourrait indiquer que les facteurs de sécurité utilisés ont été adéquats ou que la protection d'une ou de quelques espèces permet également de protéger toute la communauté. Les études rétrospectives des lieux où se trouvent des produits chimiques multiples offrent une excellente occasion de vérifier l'approche qui consiste à faire la somme des quotients susmentionnée, et de l'étendre aux concentrations chroniques ou aux concentrations ayant des effets sublétaux. Les produits chimiques inquiétants peuvent être identifiés, les concentrations environnementales mesurées et des CB calculées dans chaque cas; les quotients ainsi obtenus peuvent être additionnés. Le risque exprimé par la somme peut alors être comparé aux effets mesurés du mélange, indiqués soit par la surveillance, soit par des essais de toxicité réalisés avec de l'eau, des sédiments ou du sol du lieu.

La nature semi-quantitative et non probabiliste de la plupart des méthodes des quotients ne pose pas de problèmes sérieux pour ce qui est de la vérification des grandes séries de données (c.-à-d. que les méthodes et les suppositions qu'elles comportent sont vérifiables). Si l'on dispose d'un grand nombre de cas, les réponses prévues et observées peuvent être exprimées sous forme de réponses par oui ou non, avec effet ou sans effet à des fins de comparaison. La force de telles comparaisons ne vient pas de la précision des réponses individuelles, mais de la généralité fournie par l'inclusion de nombreux cas. Ce type de comparaison peut même être effectué lorsque les réponses prévues et observées représentent différents points finaux ou différents niveaux d'organisation; par exemple lorsque des prévisions basées sur des essais de toxicité réalisés avec une seule espèce sont comparées aux réponses de communautés de macroinvertébrés observées dans le cours d'eau par Eagleson et coll. (1990).

Malheureusement, les méthodes et suppositions des méthodes des quotients sont potentiellement non vérifiables dans les cas comportant une étude ou peu d'études. Considérons par exemple le cas d'un risque prévu calculé pour un lieu où se trouve une espèce en danger ou rare, qui doit faire l'objet d'un suivi et être vérifié par des études de surveillance parce que cette espèce suscite des inquiétudes. Il peut y avoir peu de lieux ou pas d'autre lieu où l'on peut vérifier les prévisions du risque pour cette espèce. Dans ces circonstances, il est pratiquement impossible de tester la prévision du risque sous forme de quotient. Pour illustrer cette situation, supposons que le quotient CPE/CB est de 0,1, soit pas de risque ou risque faible. Les études de suivi indiquent une réduction statistiquement significative de 15 % du taux de croissance moyen des

individus. On peut alors dire que la méthode a échoué; particulièrement en ce qui concerne la sous-estimation du risque (prévision de l'absence d'effet alors qu'un effet a été observé). Toutefois, si la CB a été équivalente à une CE₄₀, un chercheur peut conclure que la méthode a réussi car une réduction du taux de croissance de 40 % n'a pas été observée (si la réduction observée de 15 % diffère de manière significative de 0 %, alors elle est certainement bien différente de 40 %). En réalité, la plupart des chercheurs voudraient comparer les limites de confiance pour l'ampleur de la réponse observée (facilement calculée, mais probablement faible) à la prévision ou aux limites de tolérance pour l'ampleur de l'effet prévu. Autrement dit, l'effet observé devrait être indiqué comme étant $15 \pm 5 \%$, et l'effet prévu comme p. ex. $5 \pm 20 \%$. Les limites de prévision pour l'effet projeté ne peuvent être obtenues qu'à partir de relations d'exposition continue-réponse qui tiennent compte de l'incertitude (variance) à la fois pour la CPE et pour l'effet prévu. En se basant sur le chevauchement des limites de confiance et des limites de prévision indiquées ci-haut, un chercheur concluerait que la prévision a été soit réussie soit trop imprécise pour constituer un essai significatif.

Évaluation globale

Les principaux avantages des méthodes des quotients sont leur simplicité, leur facilité d'application et leur faible coût. Les données sur les dangers requises (habituellement la CL₅₀ ou la CMAT) sont plus faciles à se procurer ou plus faciles à calculer que les autres types de données. La caractérisation du risque réel est triviale et produit un chiffre unique (quotient) qui peut facilement être utilisé pour établir un ordre de priorité en ce qui concerne les contaminants ou les espèces qui suscitent des inquiétudes. Il est aussi simple d'établir des critères d'assainissement, à l'aide des concentrations de base, peut-être ajustées par un facteur de sécurité. Les méthodes et les suppositions apparentées pourraient facilement être vérifiées à l'aide de séries de données importantes comparant les effets prévus et les effets observés. Bien que la plupart des méthodes des quotients existantes ne s'appliquent pas au cas de la présence de produits chimiques multiples ou des effets à des niveaux supérieurs, il n'y a pas de raison que l'on ne puisse pas élaborer ou raffiner des méthodes pour remédier à cette situation.

La principale limite des méthodes des quotients réside dans le fait que les risques prévus sont semi-quantitatifs et non probabilistes. L'ampleur des effets n'est pas spécifiée souvent; la distribution des probabilités du quotient est rarement spécifiée; la distribution des probabilités des différentes intensités des effets n'est, par définition, jamais spécifiée. Il en résulte que les prévisions des méthodes des quotients pour des lieux spécifiques ne sont pratiquement pas vérifiables, même s'il existe un suivi. Les méthodes des quotients

sont aussi limitées par la grande utilisation des facteurs de sécurité pour exprimer l'incertitude. Ces facteurs de sécurité sont souvent arbitraires, ils peuvent varier d'une méthode à l'autre et ils sont parfois masqués dans l'évaluation du danger, ce qui réduit la validité et l'utilité de cette évaluation.

7.2.2.2 Méthodes d'exposition continue-réponse

Description

Les méthodes d'exposition continue-réponse sont basées sur la relation entre l'exposition (concentration ou dose) et sur la réponse (effet) et ses limites de prévision apparentées (figure 7.3; exemples donnés dans le tableau 7.4). Ces relations sont dérivées de données de toxicité recueillies lors de l'évaluation du danger. Les méthodes utilisées pour calculer les limites de prévision devraient représenter la variance ou l'incertitude de la variable indépendante (exposition) ainsi que de la variable dépendante (réponse) (Barnthouse et coll., 1986). La relation indiquée dans la figure 7.3 a), si elle est appliquée à une seule espèce, représenterait une caractérisation du risque au niveau individuel. Malgré les avantages de ce type de caractérisation du risque, traités dans la section 7.2.2.1 (méthodes des quotients) et sous Évaluation globale, on n'a pas trouvé un seul exemple de l'utilisation de cette méthode. Dans la plupart des cas, les relations exposition-réponse au niveau individuel pour un certain nombre d'espèces ou de points finaux servent d'intrants pour les modèles prévoyant des effets ou des risques à des niveaux supérieurs.

Les modèles de population linéaires déterministes sont les méthodes les plus courantes utilisées pour prévoir des effets au niveau de la population. Ces modèles ont traditionnellement été utilisés pour la gestion des poissons, de la faune, de la foresterie et des espèces nuisibles (Getz et Haight, 1989; Emlien, 1989 pour analyses). Ces modèles sont habituellement spécifiques de l'âge, du stade ou de la taille, et permettent de déterminer l'abondance des différentes classes d'âge ou de taille ou les différents stades ontogénétiques séparément. Une approche par la tenue de registres est habituellement suivie, les taux de naissance, de mortalité et de croissance étant appliqués à l'abondance des classes d'âge, des stades de vie ou des tailles pour prévoir les abondances au prochain intervalle de temps (figure 7.4). L'intervalle le plus courant est d'un an à cause du cycle annuel saisonnier des processus saisonniers comme la naissance, mais l'intervalle peut être plus court pour les organismes plus petits présentant des cycles de vie plus courts. Les modifications par rapport aux modèles de population de base comprennent les modèles stochastiques et les modèles non linéaires. Les modèles stochastiques tiennent compte de la variabilité dans les paramètres

des modèles, inconvénient évident pour la caractérisation du risque. Les modèles non linéaires offrent une solution de rechange à la supposition traditionnelle selon laquelle les relations entre les naissances ou les morts et les nombres sont linéaires (c.-à-d. taux de naissance ou de mortalité constants). Ainsi, ces modèles non linéaires peuvent représenter des processus dépendants de la densité.

Barnthouse et coll. (1986, 1987) fournissent un bon exemple de l'application de modèles de population à la caractérisation du risque. Ils ont utilisé un modèle de pêcheries avec comme produit le potentiel de reproduction d'une femelle d'un an. Le potentiel de reproduction est le produit de la reproduction auquel on s'attend pour toute une durée de vie prévue de la génération suivante (c.-à-d. femelles d'un an). Si le potentiel de reproduction est de 1 en moyenne, alors chaque femelle se remplacera et l'abondance restera constante. Si le potentiel de reproduction est < 1 , alors la population baissera; si le potentiel de reproduction est > 1 , alors la population augmentera. Cette méthode particulière indique la valeur d'exprimer des effets à l'aide d'une seule mesure intégrative comme le potentiel de reproduction. Parmi les autres mesures possibles des effets, on compte la pseudoextinction (probabilité de tomber sous une densité spécifiée) et densité temporelle moyenne (Emlien, 1989).

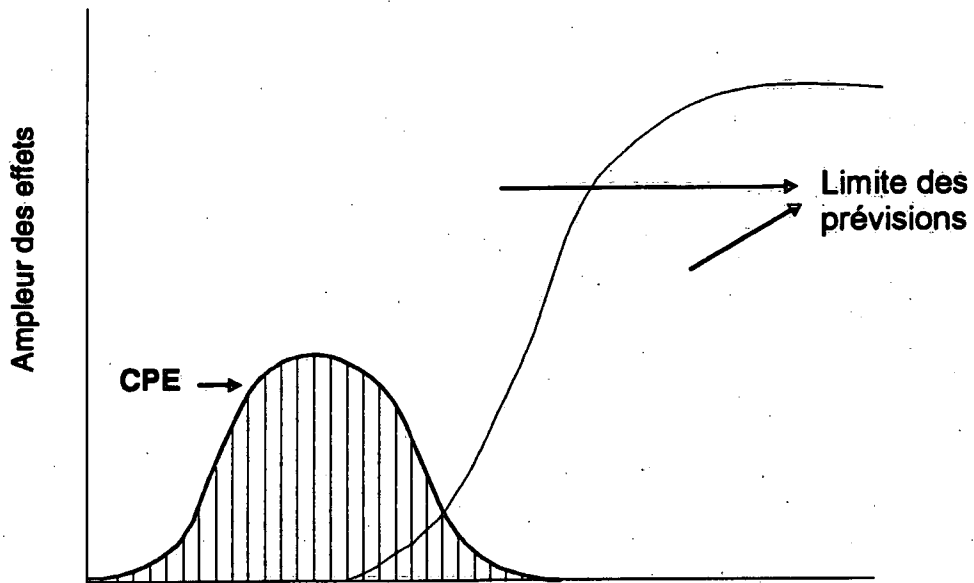
Les modèles portant sur la communauté et l'écosystème considèrent des processus d'un ordre supérieur comme la compétition, la prédation et le transfert d'énergie à travers la chaîne alimentaire. Le modèle d'écosystème le mieux connu est le Standard Water Column Model (SWACOM) décrit par O'Neill et coll. (1986). Ce modèle s'applique à la zone pélagique des lacs dimictiques de la zone tempérée septentrionale et comprend dix populations de phytoplancton, cinq de zooplancton, trois populations planctivores et une population supérieure carnivore. Ces populations représentent des espèces hypothétiques, bien que leurs caractéristiques puissent être apparées avec celles d'espèces réelles pour lesquelles on dispose de données toxicologiques. Les populations de phytoplancton sont régies principalement par des facteurs abiotiques comme les éléments nutritifs, la lumière et la température et l'énergie qu'elles produisent est transférée par broutage et prédation à des niveaux trophiques supérieurs. Les auteurs présentent leurs résultats sous forme des probabilités d'une diminution de quatre ordres de grandeur de la biomasse des algues et une diminution de 25 % de la biomasse des poissons sportifs (figure 7.3, partie b), mais d'autres mesures ou ordres de grandeur des effets peuvent être facilement générés.

Des études faites par Norton et coll. (1988) et par Parkhurst et coll. (1990) ne donnaient pas d'exemples de méthodes empiriques d'exposition continue-réponse

Tableau 7.4. Exemples de méthodes de caractérisation du risque d'après les méthodes d'exposition continue-réponse.

Organisme/méthode	Portée	Description/remarques
POPULATION		
Oak Ridge National Laboratory (Barnhouse et coll., 1986)	<ul style="list-style-type: none"> • aquatique - poissons • un seul produit chimique/voie d'exposition 	<ul style="list-style-type: none"> • linéaire • donne le potentiel de reproduction des femelles • adapté à partir de modèles utilisés dans l'évaluation de l'impact d'une centrale électrique • requiert des données sur la survie, la reproduction
COMMUNAUTÉ/ÉCOSYSTÈME		
U.S. Dept. Interior CERCLA Damage Assessment (U.S. DOI, 1987)	<ul style="list-style-type: none"> • aquatique • déversements de pétrole, déchets dangereux 	<ul style="list-style-type: none"> • déterministe, linéaire • rétrospectif (évaluation des dommages), mais aussi prévoit les effets à long terme • modélise la population à la base, mais peut aussi prévoir effets des algues sur le zooplancton • pas d'estimation de l'incertitude
Oak Ridge National Laboratory modèle SWACOM (O'Neill et coll., 1986)	<ul style="list-style-type: none"> • aquatique (lac) • un seul produit chimique/une seule voie d'exposition 	<ul style="list-style-type: none"> • effets de transfert à travers les niveaux trophiques • simulations fournissent des analyses de l'incertitude liée à l'écosystème

a) individu, population



b) communauté, écosystèmes

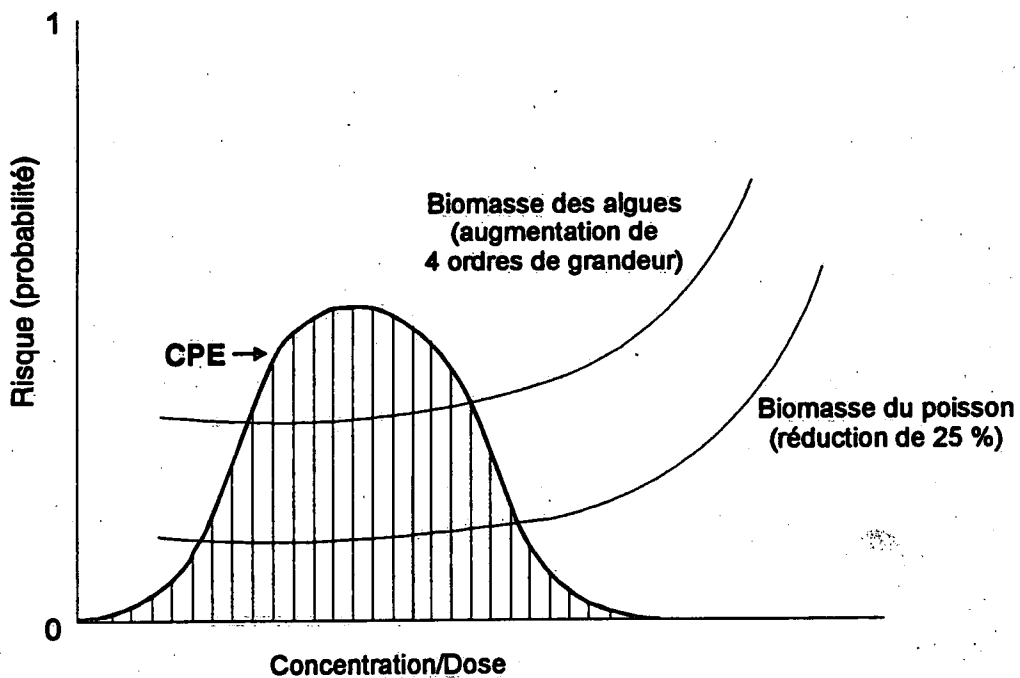
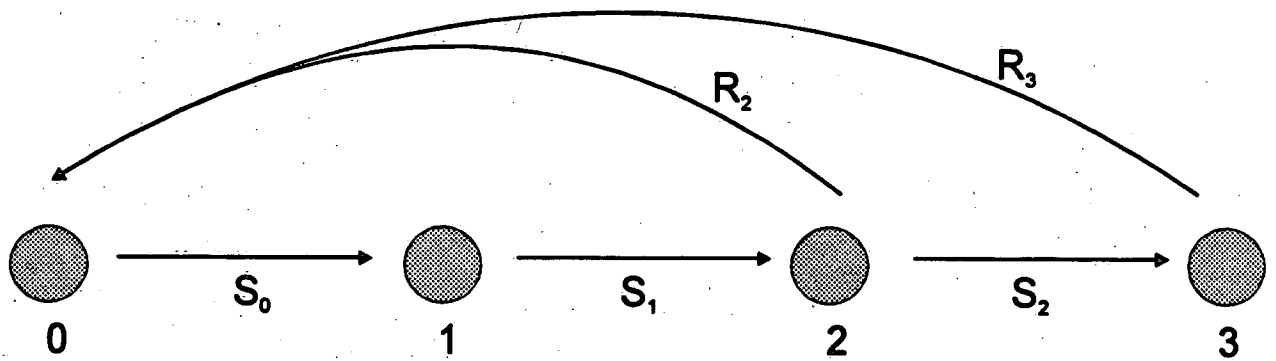


Figure 7.3 Caractérisation du risque d'après des méthodes d'exposition continue-réponse. La distribution des concentrations prévues dans l'environnement (CPE) a été superposée sur les courbes de réponse (Barnthouse et coll., 1986).



Âge	Abondance au temps	
	t	$t + 1$
0	N_0	$S_1 N_1 R_2 + S_2 N_2 R_3 + \dots$
1	N_1	$S_0 N_0$
2	N_2	$S_1 N_1$
3	N_3	$S_2 N_2$
...		
etc.		

Figure 7.4 Modèle déterministe linéaire d'une population, spécifique de l'âge ou du stade. S_i représente le taux de survie et R_i le taux de reproduction pour la classe d'âge i . L'organisme hypothétique représenté ne se reproduit pas avant d'avoir atteint deux ans et la reproduction se fait à la fin de l'intervalle de temps t à $t + 1$.

basés sur des réponses au niveau de la population ou à des niveaux supérieurs. Ces modèles prévoiraient des réponses à des niveaux supérieurs à partir d'expositions à des contaminants (concentration ou dose), peut-être en relation avec d'autres facteurs de prévision comme les concentrations d'éléments nutritifs. Il existe un certain nombre de modèles de régression qui permettent d'établir une corrélation entre la richesse en espèces de poisson dans les lacs et le pH (p. ex. Rahel, 1986; Matuzek et Beggs, 1988). Certaines des méthodes des quotients existantes comme celle qui est utilisée par l'Ohio EPA (1988), pourraient être étendues pour donner des méthodes d'exposition continue-réponse. Si l'on dispose des concentrations de contaminants pour des cours d'eau situés dans une écorégion, les indices de bien-être pour les communautés de poisson et de macroinvertébrés pourraient

être calculés par régression à partir des concentrations de contaminants. Toutefois, la plupart des lieux contaminés contiendraient des produits chimiques multiples et les effets de produits chimiques individuels seraient difficiles à estimer.

Évaluation

Considérations pratiques

Les méthodes d'exposition continue-réponse nécessitent toutes des données sur l'exposition continue-réponse qui sont plus difficiles à obtenir que des CL_{50} ou des CMAT. Barnhouse et coll. (1986, 1987) fournissent une méthode pour estimer des paramètres de fonctions continues à partir d'estima-

tions ponctuelles. Les modèles de population exigent des données toxicologiques sur la croissance, la reproduction et la survie plutôt que juste un point final. Ces modèles exigent aussi des données sur la démographie de l'espèce modélisée en l'absence de contaminants; de telles données sont plus faciles à obtenir si le modèle est déjà utilisé pour la gestion du poisson ou de la faune. Les modèles au niveau de la communauté et de l'écosystème peuvent être très exigeants en ce qui concerne les données nécessaires et ils exigent souvent des données qui ne sont pas normalement fournies dans la documentation toxicologique. Par exemple, le modèle SWACOM nécessite idéalement des données sur les effets des contaminants sur les processus ou taux énergétiques et physiologiques, mais ces données ne sont pas souvent disponibles. En pratique, de nombreuses suppositions sur la forme et la nature des relations exposition-réponse doivent être faites pour appliquer le modèle.

L'utilisation de modèles à l'échelle de la population ou à un plus haut niveau nécessite une expertise considérable et des efforts au-delà de ce qui est requis pour les évaluations du danger et de l'exposition. L'effort et les coûts peuvent être réduits si un modèle existant peut être utilisé ou adapté. Il existe des modèles de population qui peuvent être installés sur des ordinateurs personnels (p. ex. les modèles de la série RAMAS décrits dans l'annexe D de la U.S. EPA, 1991). Les organismes provinciaux responsables du poisson et de la faune ainsi que les services d'électricité peuvent aussi disposer de modèles. Le coût des méthodes d'exposition continue-réponse sera toujours plus élevé que celui des méthodes des quotients appliquées aux mêmes données, bien que les coûts additionnels pour des méthodes au niveau individuel puissent être relativement insignifiants. Dans le cas des évaluations comportant une surveillance extensive sur le terrain, des tests de toxicité et particulièrement, des analyses chimiques, les coûts additionnels associés à des modèles de population ou à des modèles de niveaux supérieurs peuvent encore représenter un faible pourcentage du total. Dans ces cas, les modèles peuvent en fait réduire les coûts globaux s'ils sont utilisés pour restreindre la portée d'autres travaux ou essais sur le terrain aux sources d'incertitude les plus importantes.

Portée/Intégration

On n'a pas mis au point des méthodes d'exposition continue-réponse, et plus spécifiquement les modèles de population, de communauté et d'écosystèmes prévoyant les effets de produits chimiques ou de voies d'exposition multiples. Les probabilités de survie pour l'exposition à plusieurs produits chimiques ou voies d'exposition peuvent facilement être combinées par multiplication en une survie globale. Toutefois, il peut se révéler considérablement plus difficile de combiner des effets sur la reproduction ou sur la crois-

sance car ces effets sont rarement exprimés sous forme de probabilités binomiales. On soupçonne que l'élaboration des modèles comportant plusieurs produits chimiques ou plusieurs voies d'exposition est possible en théorie, mais qu'en pratique, elle peut être techniquement difficile et nécessiterait l'élaboration, puis la vérification d'un certain nombre de suppositions sur la manière dont pourraient être combinées des relations exposition-réponse. Les modèles de population peuvent intégrer des effets sur plusieurs points finaux différents comme la survie, la croissance et la reproduction et des méthodes à des niveaux supérieurs peuvent intégrer des effets sur différentes espèces.

Théoriquement, des méthodes d'exposition continue-réponse peuvent être appliquées à toute espèce, tout écosystème ou tout produit chimique. En pratique, le nombre d'espèces ou de produits chimiques pour lesquels il existe des données sur l'exposition continue-réponse limitera la portée des méthodes ou accroîtra l'incertitude si les extrapolations interspécifiques ou d'un produit chimique à un autre sont utilisées. L'utilisation de modèles de population peut être d'autant plus restreinte par l'absence de modèles appropriés pour les espèces de poissons et la faune non commerciale. L'utilisation de modèles de communauté et d'écosystème a été limitée aux systèmes aquatiques. La portée spatiale de ces modèles est habituellement vaste, mais des modèles spécifiques de certains lieux ont été mis au point (annexe D dans U.S. EPA, 1991). Les modèles de la série RAMAS peuvent traiter spécifiquement des effets de l'échelle spatiale et des distributions spatiales différentes (c.-à-d. de nombreuses petites populations isolées comparativement à peu de populations importantes). Les modèles permettent aussi d'étudier des périodes plus longues que les méthodes des quotients.

Considérations scientifiques

Les méthodes d'exposition continue-réponse au niveau individuel fournissent des mesures de l'incertitude sous la forme de limites de prévision sur les relations d'exposition-réponse (figure 7.3). Ces intervalles de prévision peuvent être basés sur l'incertitude au sujet des concentrations environnementales aussi bien que sur des effets. Comme on l'a vu dans l'évaluation des méthodes des quotients, l'inclusion d'intervalles de prévision rend plus facile la comparaison avec des effets observés à des sites spécifiques. Toutefois, les intervalles de prévision ne s'appliquent qu'à une gamme limitée d'incertitudes, habituellement celles qui sont liées à des extrapolations ou à des suppositions dans les évaluations du danger et de l'exposition. Les méthodes d'exposition continue-réponse à des niveaux supérieurs tentent de traiter d'autres sources d'incertitude, particulièrement les effets à des niveaux supérieurs, évidemment.

L'approche la plus courante pour analyser l'incertitude dans les modèles de populations et de niveaux supérieurs consiste en de multiples simulations suivies par des analyses de sensibilité (O'Neill et coll., 1986). La simulation Monte Carlo consiste à faire des passages répétés du modèle avec des valeurs des paramètres choisies au hasard à partir des distributions de probabilité. Ces simulations indiquent l'incertitude au sujet des prévisions du modèle ou produit, mais elles n'indiquent pas les principales sources d'incertitude. Les principales sources d'incertitude sont déterminées par l'analyse de la sensibilité qui détermine quels paramètres ont le plus grand effet dans la détermination de la mesure produite (O'Neill et coll., 1986; U.S. EPA, 1991 pour les descriptions de certaines méthodes spécifiques). L'analyse de la sensibilité est très importante dans l'utilisation des modèles pour les évaluations du risque parce qu'autrement les modèles ne feront qu'ajouter à l'incertitude (et quantifier les effets habituellement dépresseurs de cette incertitude supplémentaire). Il devrait aussi y avoir un certain suivi de l'analyse de sensibilité, par une évaluation supplémentaire du danger et de l'exposition et par un raffinement plus poussé du modèle pour se concentrer sur les principales sources d'incertitude et les réduire.

Les intrants utilisés pour les paramètres dans les modèles peuvent souvent être vérifiés ou étalonnés par des mesures directes. Les processus particuliers inclus dans le modèle, comme le transfert d'énergie d'un niveau trophique à un autre, devraient aussi être vérifiables par mesure directe, ou être validés d'après son analogie avec des processus similaires notés dans la documentation. Les extrants ou mesures produites, particulièrement celles qui sont reliées à des effets à plus long terme, comme la probabilité de pseudoextinction, peuvent se révéler plus difficiles à vérifier. D'autres sources d'erreur, particulièrement l'erreur due au modèle, peuvent être évitées en utilisant des simulations et des analyses de sensibilité pour limiter le modèle seulement aux paramètres les plus importants et pour explorer les effets de l'expansion ou de la restriction des limites du modèle. En général, le meilleur moyen d'assurer la validité des résultats fournis par le modèle est d'utiliser des modèles qui ont été appliqués antérieurement et qui sont crédibles aux yeux de la communauté scientifique et d'étalonner les modèles au moyen d'un processus itératif de simulation, analyse de la sensibilité et mesure directe.

Bien que les modèles de populations et les modèles de niveaux supérieurs permettent de représenter certains effets au-delà du niveau individuel, ils ne permettent pas de tenir compte de tous ces effets et ils peuvent faire l'objet de critiques en ce qui concerne l'exclusion d'effets importants. Certaines études ont avancé que les effets dépendant de la densité sur la mortalité, la croissance et la reproduction peuvent être les plus importants effets exclus des modèles existants

(p. ex. Barnhouse et coll., 1986; Norton et coll., 1988; Parkhurst et coll., 1990; Pastorok et Sampson, 1990). Il existe des modèles qui incluent les effets dépendant de la densité et il existe des indications selon lesquelles ces effets existent bien (Getz et Haight, 1989). Toutefois, dans la plupart des cas, l'exclusion des processus qui dépendent de la densité est prudente (c.-à-d. qu'elle fait surestimer le risque). Les processus qui dépendent de la densité ont tendance à se déplacer successivement dans les classes d'âge ou de taille vers une abondance ou biomasse fixe. Par exemple, la disponibilité de la nourriture dans un cours d'eau peut limiter le nombre de territoires disponibles et par conséquent le recrutement des juvéniles quel que soit le nombre d'oeufs ou d'alevins produits une année donnée (Elliott, 1987). Si un contaminant a surtout touché la survie des stades plus jeunes, la densité de population peut rester relativement stable. Les juvéniles survivant jouiraient d'une meilleure croissance et d'une meilleure survie parce qu'ils auraient une meilleure chance d'assurer leur territoire et de se procurer de la nourriture. Ce type de croissance et de mortalité compensatoires serait spécialement important chez les espèces migratoires dont un seul stade de vie serait exposé aux contaminants. La gestion des pêcheries et de la faune dépend de la supposition selon laquelle la mortalité et la croissance compensatoires contreront les effets de la mortalité due à l'exploitation jusqu'à un certain point. En fait, l'exploitation fera dans certains cas augmenter la biomasse ou la production. Même la mortalité qui est indépendante de la densité et qui dépend de changements climatiques ou de rejet peut complètement prendre la priorité sur les effets toxiques. Ainsi, l'inclusion des effets dépendant de la densité peut réduire les estimations du risque. Il y aura des exceptions dans le cas d'une dépendance inverse de la densité; par exemple, lorsque de faibles densités donnent lieu à une probabilité accrue de ne pas permettre l'accouplement. Si les processus dépendant de la densité doivent être inclus dans les modèles, l'objectif devrait être d'identifier les concentrations critiques de contaminants et les effets au-delà desquels la compensation n'est plus efficace.

Évaluation globale

Les méthodes d'exposition continue-réponse au niveau individuel offrent plusieurs avantages par rapport aux méthodes des quotients avec un faible coût additionnel. Il est difficile de comprendre pourquoi ces méthodes ne sont pas utilisées plus fréquemment. Le principal avantage est la quantification d'une gamme d'ampleur des effets et de leur incertitude. Il en résulte que la prévision de ces mesures continues est plus facile à vérifier dans un lieu spécifique que les prévisions des méthodes des quotients. Le principal inconvénient des méthodes d'exposition continue-réponse à l'échelle individuelle est que les relations dose-réponse sont moins susceptibles d'être disponibles que des

estimations ponctuelles comme la CL₅₀ ou la CMAT. Ces exigences relatives aux données constituent aussi un inconvénient des méthodes à réponse continue de plus haut niveau.

Par définition, les modèles de population et des niveaux supérieurs tentent d'estimer l'ampleur et les incertitudes des effets à des niveaux supérieurs. Il s'ensuit que ces modèles seront utiles quand :

- ces effets à des niveaux supérieurs existent et sont importants
- d'autres incertitudes sont identifiées et réduites par la suite

Des modèles ont permis de déterminer des effets qui n'auraient pas pu être prévus par des méthodes individuelles. Par exemple, le modèle SWACOM a indiqué que la biomasse des algues pouvait augmenter, même si des contaminants influent de manière négative sur des algues individuelles, à cause des effets plus importants sur les brouteurs et de la perturbation de la composition de la communauté des algues (O'Neill et coll., 1983, 1986). Le modèle a aussi indiqué que des effets pourraient varier selon le moment de l'exposition (printemps par rapport à l'automne). Barnhouse et coll. (1987, 1990) ont utilisé leur modèle des populations de poisson pour estimer et comparer diverses sources d'incertitude. La source d'incertitude la plus grande était liée à l'estimation des effets toxiques à long terme à partir des effets à court terme ou QSAR. Finalement, les modèles SWACOM et les modèles de populations de poisson ont indiqué que les risques aux niveaux supérieurs étaient plus grands que les risques au niveau individuel.

Les modèles peuvent aussi être utiles pour étudier d'autres scénarios. Les coûts importants sont liés à l'élaboration et à l'étalonnage initiaux. Ainsi, une fois que cela est fait, l'exploration d'autres options en faisant varier les paramètres ou processus pertinents est relativement peu coûteuse. Parmi les autres scénarios, on peut compter les différentes stratégies d'assainissement ou les procédés de production ou de traitement, ou encore les niveaux variables d'autres agents stressants comme la pression due à la pêche. Les modèles peuvent aussi être utilisés comme outil de recherche pour définir l'ampleur de « problèmes » potentiels comme les effets liés à la densité au moyen de simulations multiples et d'analyses de la sensibilité.

Les modèles ont aussi leurs inconvénients en ce qui a trait à la caractérisation du risque, notamment :

- besoins accrus de données, de niveau de compétence et de coûts

- absence de modèles appropriés pour de nombreuses espèces non commerciales et pour la plupart des écosystèmes
- incertitude accrue reliée à des paramètres additionnels
- difficulté pour ce qui est de la vérification des prévisions à long terme

7.3 Pratiques actuellement utilisées et méthodes de pointe

Le tableau 7.5 donne un résumé des méthodes actuellement utilisées par les organismes des États américains et ceux de l'Administration fédérale américaine. Ce tableau provient des annexes E et F du document U.S. EPA (1991). L'enquête a montré que la plupart des organismes utilisent des méthodes qualitatives et les méthodes des quotients et qu'ils se basent beaucoup sur le jugement des professionnels. La quantification de l'incertitude est rare. En fait, le consensus au sein du personnel de l'organisme d'État était que l'EPA ne devrait pas faire allusion à l'analyse quantitative de l'incertitude ni à la signification statistique du risque final dans les recommandations produites pour l'évaluation du risque. Ce consensus s'oppose complètement aux recommandations des analystes (p. ex. Norton et coll., 1988; Parkhurst et coll., 1990; Pastorok et Sampson, 1991), qui défendaient le besoin d'accroître le niveau de quantification dans la caractérisation du risque. La question de savoir quand ou même si la complexité accrue et les coûts de la quantification de l'incertitude et l'utilisation de modèles à des niveaux supérieurs sont justifiés est probablement la principale question à résoudre dans la caractérisation du risque. L'enquête réalisée par la U.S. EPA (1991) et les autres études citées convenaient que les méthodes qualitatives et les méthodes des quotients étaient adéquates pour une évaluation initiale du risque et pour ordonner les risques relatifs associés aux différents produits chimiques, aux différents lieux ou aux différentes espèces. Les méthodes et les modèles d'exposition continue-réponse peuvent être utilisés pour une caractérisation du risque plus raffinée et pour explorer des effets à des niveaux supérieurs.

Deux facteurs, non reliés à la valeur scientifique des méthodes qualitatives et des méthodes des quotients par rapport à des méthodes plus quantitatives contribuent probablement à l'utilisation répandue des méthodes plus quantitatives :

- de nombreux organismes font appel à des évaluations du risque pour établir des critères ou faciliter des décisions réglementaires

Tableau 7.5. Méthodes de caractérisation du risque employées par des organismes d'États et des organismes fédéraux américains (annexes E et F dans U.S. EPA, 1991).

Organisme/État	Méthodes employées
<p>ÉTATS</p> <p>Michigan Dept. Natural Resources</p> <p>New Jersey Dept. Environmental Protection</p> <p>Ohio Environmental Protection Agency</p> <p>Washington Dept. Ecology</p> <p>Wisconsin Dept. Natural Resources</p>	<ul style="list-style-type: none"> • critères de qualité de l'eau; comparés aux concentrations existantes • valeur chronique aquatique • concentration sans danger pour le cycle de vie terrestre • but : protéger 95 % des espèces contre 80 % des produits chimiques <ul style="list-style-type: none"> • méthodes en cours d'élaboration • a envisagé : <ul style="list-style-type: none"> • analyse de l'erreur d'extrapolation (quotient) • quotient de toxicité (méthode des quotients de base) • évaluation du risque pour le vison et le canard malard (quotient) <ul style="list-style-type: none"> • biocritères numériques (tableau 7.3) • comparer des effets observés avec des prévisions faites à partir de la méthode des quotients de base <ul style="list-style-type: none"> • méthodes qualitatives pour établir les priorités • estimations qualitatives du risque dérivé des modèles (élimination des produits dragués) • SAE (quotient; tableau 7.3) <ul style="list-style-type: none"> • vise particulièrement la faune aquatique; programmes sur les poissons dans les eaux superficielles • basé sur des critères de qualité de l'eau de l'État (quotient) • a modélisé l'absorption des contaminants chez les oiseaux (évaluation de l'exposition)

Tableau 7.5. (suite).

Organisme/État	Méthodes employées
<p>ORGANISMES FÉDÉRAUX</p> <p>Food & Drug Administration (FDA)</p> <p>Natl. Marine Fisheries Service (NMFS)</p> <p>Armée</p> <p>Fish and Wildlife Service (FWS)</p> <p>Natl. Ocean & Atmospheric Administration (NOAA)</p> <p>Forest Service</p> <p>Dept. Energy</p>	<ul style="list-style-type: none"> • méthode des quotients de base • CB divisé par FS • on insiste sur les agents stressants physiques plutôt que chimiques • utilisation importante des modèles existants planifiés, mais a aussi utilisé des méthodes qualitatives • la méthode qualitative a survécu à des appels devant les tribunaux • approche basée sur des effets; souvent rétrospective • quotient ou qualitative • explore des modèles démographiques • évaluation rétrospectives du stress/sur le terrain • niveau individuel • intérêt pour les biomarqueurs pour l'évaluation de l'exposition • quotient/qualitatif • étude principalement rétrospective (sédiments) • quotient; FS utilisés • doit protéger toute la communauté et l'écosystème des forêts; envisage des méthodes de le faire • quotient avec FS • Superfund ne nécessite que des preuves d'effet nocif, quel qu'en soit le niveau • donc les effets sur des niveaux supérieurs n'ont pas la priorité

CB = concentration de base.
 FS = facteur de sécurité.

- la plupart des toxicologues ne sont pas familiers avec des modèles de population et d'écosystème

Les caractérisations du risque dichotomiques (effet/pas d'effet) sont plus simples à appliquer dans un cadre réglementaire ou dans l'établissement de critères que ne le sont des valeurs continues. Plus généralement, de simples caractérisations du risque sont plus faciles à comprendre et à expliquer à d'autres. Même si des méthodes plus quantitatives peuvent donner une large gamme d'effets et d'incertitudes apparentées, les caractérisations du risque sont habituellement exprimées sous la forme de la probabilité de seulement un ou quelques ordres de grandeur des effets. Toutefois, le U.S. EPA Scientific Advisory Board a recommandé que l'expression et la communication des risques devraient être faites séparément de la caractérisation du risque elle-même (U.S. EPA, 1991, annexe G). Ainsi, les risques peuvent quand même être quantifiés dans la principale partie d'un rapport d'évaluation du risque, même s'ils sont simplifiés dans les conclusions et les résumés.

Ce n'est que récemment que des modèles écologiques ont fait leur apparition dans le domaine de la toxicologie. C'est peut-être surtout parce que les toxicologues ne connaissent pas encore bien les modèles qu'ils sont encore réticents à les utiliser. Le National Marine Fisheries Service, qui utilise beaucoup des modèles de population à d'autres fins a été l'un des rares organismes du tableau 7.5 à exprimer le souhait d'utiliser ces modèles pour la caractérisation du risque. Les modèles de population ont largement été utilisés dans les évaluations réalisées pour des centrales électriques et il n'est pas surprenant que les chercheurs du Oak Ridge National Laboratory, particulièrement Barmhouse et ses collaborateurs, aient adaptés ces modèles pour les utiliser dans l'évaluation des effets dans les techniques des combustibles synthétiques.

Parmi les autres problèmes et carences de la caractérisation du risque, on compte :

- méthodes des quotients pour des effets à des niveaux supérieurs
- produits chimiques et voies d'exposition multiples
- effets liés à la densité
- manque de modèles et de méthodes pour des écosystèmes terrestres
- besoin de modèles et de méthodes plus empiriques
- vérification et comparaison de méthodes existantes

Ces questions ont été relevées dans des études antérieures où elles étaient formulées sous forme de recommandations pour des recherches futures (Norton et coll., 1988; Parkhurst et coll., 1990; Pastorok et Sampson, 1990) et elles ont été discutées dans la description et l'évaluation des méthodes. Tous ces problèmes sauf le dernier sont des lacunes actuelles. Certaines de ces lacunes font déjà l'objet de tentatives de résolution au fur et à mesure que les évaluations du risque deviennent plus communes, bien qu'il puisse y avoir un délai de plusieurs années avant que de nouvelles méthodes ou des perfectionnements ne soient publiés. Dans la section 7.2, on donne certaines autres suggestions sur la manière dont on pourrait combler ces lacunes; aucune de ces lacunes ne semble présenter de problème insurmontable. Finalement, il n'y a pas d'excuse pour ne pas régler la question de la vérification et de la comparaison des méthodes parce que les données sont actuellement disponibles sous la forme d'évaluations du risque passées. De plus, certaines vérifications et comparaisons peuvent être effectuées avec n'importe quelle évaluation individuelle.

8.0. MISE EN OEUVRE D'UNE ÉRÉ PAR NIVEAUX DANS LE CADRE DU PNALC

On recommande et on décrit à la section 2.0 une approche par niveaux permettant d'évaluer le risque écologique. Cette approche comprend trois niveaux de complexité et de portée croissantes. À chaque niveau, l'évaluation du risque écologique se termine par une estimation du risque dans les conditions existantes ou des options d'assainissement et, au besoin, par les objectifs de l'ÉRE au niveau suivant. On donne ci-après les méthodes recommandées pour chaque niveau d'ÉRE; ces méthodes ont été établies à partir des objectifs fixés à chaque niveau (section 2.4) et des études des constituants de l'ÉRE fournies aux sections 4.0 à 7.0. La section 8.0, qui servira de guide et qui contient des méthodes, s'adresse aux scientifiques de l'environnement qui entreprennent des évaluations du risque écologique dans le cadre du PNALC. Toute personne entreprenant une ÉRÉ doit bien connaître les méthodes proposées et devra aussi faire preuve de beaucoup de jugement sur le site même de l'évaluation. De plus, les chercheurs doivent tenir compte des considérations générales suivantes avant de mettre en oeuvre des méthodes spécifiques:

- Les méthodes les plus appropriées varient d'un site à l'autre, et toutes les méthodes ont leurs avantages et leurs limitations.
- Tous les éléments d'une évaluation du risque doivent être conçus en tenant compte des

objectifs de l'étude et doivent être intégrés le plus possible pour ce qui est du degré de complexité et de quantification et du niveau des effets (individu, population, communauté, écosystème).

- La caractérisation du risque dépend de la qualité de la caractérisation des récepteurs, de l'évaluation du danger et de l'évaluation de l'exposition; c'est pourquoi l'amélioration de la qualité et de la quantité de données relatives à ces éléments constitue normalement la meilleure façon d'améliorer la caractérisation du risque.
- Dans la mesure du possible, il faut utiliser plus d'une méthode pour faire une estimation ou une prévision, et il faut comparer les prévisions obtenues avec différentes méthodes et avec les observations faites au cours d'essais de toxicité ou de contrôles *in situ* effectués ultérieurement.

8.1. Évaluations du risque écologique de niveau 1

Les ÉRE de niveau 1 sont basées principalement sur des données tirées de publications ou d'études précédentes ou préliminaires portant sur le site contaminé en question. L'objectif ici est de déterminer si les récepteurs exposés ont subi ou risquent de subir des effets nocifs. Si une évaluation plus détaillée du risque écologique est nécessaire, il faut établir un objectif pour les évaluations de niveau 2. Dans une ÉRE de niveau 1, le risque peut être caractérisé qualitativement, c.-à-d. «élevé», «intermédiaire» ou «faible», au lieu de quantitativement. Les exigences en matière de données, les méthodes recommandées et les résultats prévus pour chaque élément d'une évaluation de niveau 1 sont résumés au tableau 8.1.

La U.S. EPA (1988b) précise les attributs des sites pour lesquels une simple analyse qualitative convient; parmi ces attributs, on compte:

- des normes ou critères environnementaux disponibles
- un faible nombre de produits chimiques
- un faible nombre de voies d'exposition
- des processus de rejet et de transport relativement simples
- un besoin limité de détails et de précisions dans les résultats d'évaluation

8.1.1. Évaluation de l'exposition

Les évaluations de l'exposition de niveau 1 devraient permettre d'identifier les contaminants d'intérêt prioritaire, les milieux d'exposition et les voies d'exposition, et d'identifier les principales incertitudes et les principaux manques de renseignements. Les méthodes qualitatives et les méthodes quantitatives simples devraient convenir pour les évaluations de niveau 1. L'exécution d'un contrôle initial en vue de déterminer la présence de tout contaminant préoccupant et la sélection préliminaire des produits chimiques visés de la manière décrite à la section 4.3.1 constituerait un élément clé de l'évaluation de l'exposition. Pour évaluer le rejet, le transport et le devenir des contaminants, on utiliserait l'arbre décisionnel de la figure 4.3 qui permettrait d'identifier les voies possibles d'exposition. De même, le risque d'exposition par la chaîne alimentaire serait identifié à l'aide de la figure 4.5. Il faudrait procéder à certaines analyses quantitatives préliminaires du rejet (section 4.3.2.2), du transport et du devenir (section 4.3.3.2) des contaminants et de leur absorption par le biote (sections 4.3.5.2 et 4.3.6.2), pour étayer une caractérisation préliminaire du risque à l'aide de la méthode des quotients (section 8.1.4); ces analyses permettraient de rétrécir la plage des contaminants d'intérêt prioritaire aux fins de l'assainissement ou d'une évaluation ultérieure du risque. Après une évaluation de l'exposition de niveau 1, les chercheurs devraient être en mesure d'élaborer, pour les principales voies d'exposition, un modèle conceptuel qui servirait de base à l'établissement d'un modèle quantitatif pour les évaluations de niveau 2 ou de niveau 3 (si l'on procède à de telles évaluations).

De toute évidence, la qualité et la quantité de données de contrôle disponibles influent également sur le type de méthode qui peut être appliqué. Afin d'établir la portée de l'évaluation, il convient normalement, au début d'une évaluation de l'exposition (ÉRE de niveau 1), d'appliquer des méthodes simples à toutes les voies d'exposition pertinentes, pour isoler les voies devant faire l'objet des analyses les plus approfondies. Le Système national de classification des lieux contaminés du CCME est un exemple d'une méthode simple essentiellement qualitative. Il comprend des méthodes de notation pour les caractéristiques des contaminants (catégorie 1 de la méthode) et les voies d'exposition (catégorie 2: eaux souterraines, eaux superficielles, contact direct). Dans ce document, il est considéré comme une méthode qualitative, parce que les concentrations réelles ne sont pas calculées à l'aide de représentations mathématiques de processus biophysiques.

8.1.2. Caractérisation des récepteurs

La caractérisation initiale des récepteurs (niveau 1) devrait permettre d'identifier les espèces ou les

Tableau 8.1. Résumé des exigences relatives aux données et aux éléments d'une évaluation du risque écologique de niveau 1.

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

- méthodes qualitatives, quantitatives préliminaires
- basée en grande partie sur un examen des publications, sur les données existantes
- Sélection des produits chimiques visés
 - sélectionner les produits chimiques visés en se fondant sur l'examen/l'évaluation des propriétés
- Rejet, transport et devenir des contaminants
 - suivre le diagramme à la figure 4.3
 - fournir des estimés quantitatifs préliminaires, si possible
- Analyse des voies d'exposition
 - repérer les voies d'exposition les plus importantes
- Exposition en milieu aquatique ou terrestre
 - identifier les voies d'exposition/chaînes trophiques les plus importantes
 - fournir des estimés préliminaires de l'exposition ou des concentrations tissulaires en utilisant les facteurs de bioconcentration et de bioamplification
- Analyse de l'incertitude
 - au besoin, identifier les manques de renseignements, les principales incertitudes pour l'évaluation de l'exposition de niveau 2
- Produit - estimé quantitatif préliminaire de l'exposition par la(les) voie(s) principale(s)

CARACTÉRISATION DES RÉCÉPTEURS

- méthodes préliminaires, qualitatives
- basée en grande partie sur la documentation existante et une visite du site
- Identifier les récepteurs
 - identifier les habitats, les communautés et les écosystèmes en procédant à une revue des données et à une reconnaissance des fichiers
 - utiliser des hypothèses d'impact structurées
- Sélectionner les points finaux
 - sélectionner les points finaux d'évaluation (éléments précieux de l'écosystème) et les points finaux de mesure, en tenant compte plus particulièrement des niveaux pour les individus et pour les populations
 - utiliser les critères à la section 5.5.1
 - s'assurer que l'on met l'accent sur les récepteurs d'intérêt prioritaire
- Mettre en rapport avec l'évaluation de l'exposition
 - évaluer les chevauchements spatial/temporel possibles des récepteurs et des contaminants préoccupants
- Produit - informations de base sur les antécédents des espèces identifiées comme récepteurs possibles

ÉVALUATION DU DANGER

- informations obtenues en grande partie dans les publications
 - Identification du danger
 - examiner les données existantes relatives au site (chimie et effets)
 - examiner la toxicité des contaminants préoccupants identifiés dans l'évaluation de l'exposition
 - Points finaux
 - sélectionner les points finaux de mesure et d'évaluation
 - choisir les espèces pour lesquelles on peut facilement se procurer des données sur la toxicité (extrapoler à l'élément précieux de l'écosystème)
 - mettre l'accent sur les points finaux aigus (par exemple, mortalité); obtenir simultanément des informations sur la toxicité chronique/sublétale
 - lorsque des données existent, examiner les informations sur les populations/communautés
 - Produit - CL₅₀, DL₅₀, concentrations de base pour certains produits chimiques et certaines données
-

Tableau 8.1. (suite).

CARACTÉRISATION DU RISQUE

- méthodes qualitatives et méthodes des quotients
- caractériser le risque en le qualifiant «élevé», «intermédiaire» ou «faible»
- les estimés de l'incertitude sont limités aux facteurs de sécurité
- identifier les principales incertitudes, les manques de renseignements

taxons (éléments précieux de l'écosystème) les plus susceptibles d'être affectés par les concentrations de contaminants qui, soupçonne-t-on, se trouvent sur le site. Pour ce faire, on passe en revue les informations sur le site qui sont disponibles, on procède à des visites de reconnaissance et on consulte les experts locaux. Bien qu'il y ait lieu de considérer divers niveaux d'organisation (individu, population, communauté, écosystème), on se penche normalement au niveau 1 sur les espèces individuelles (populations indigènes). La liste des récepteurs préoccupants servira à déterminer sur quels organismes il faudrait se pencher au cours de l'évaluation du danger. Les informations sur les antécédents devraient servir à identifier les stades et les périodes sensibles, relativement au site contaminé. Les étapes de la caractérisation des récepteurs de niveau 1 sont résumées au tableau 8.1.

8.1.3. Évaluation du danger

Le but principal de l'évaluation du danger de niveau 1 est d'obtenir des informations sur la toxicité dans les publications portant sur le(s) contaminant(s) préoccupant(s). Les espèces utilisées dans les essais de toxicité devraient être reliées le plus étroitement possible à l'élément précieux de l'écosystème, mais une correspondance exacte est rarement possible. Au cours de cette étape initiale de l'évaluation du danger, toute information sur la toxicité est utile, plus particulièrement si elle porte sur le site contaminé d'intérêt. Les données sur la mortalité sont très abondantes et fournissent des points finaux très précis qui sont utilisés pour la caractérisation du risque.

8.1.4. Caractérisation du risque

Les méthodes qualitatives et celles des quotients conviendraient pour les évaluations de niveau 1. Parmi les méthodes qualitatives appropriées, on compte le Système national de classification des lieux contaminés du CCME (1991a) ou tout système de notation basé sur l'avis d'experts, qui pourrait être élaboré par Environnement Canada.

Les méthodes des quotients pourraient être employées chaque fois que les informations sont

suffisantes pour estimer une concentration prévue dans les milieux les plus importants, et une concentration de base (BC) pour les espèces locales ou celles qui y sont étroitement apparentées. Les catégories qualitatives de risque associées aux méthodes des quotients, proposées par Barnhouse et Suter (1986) et la U.S. EPA (1987b), et qui sont données à la section 7.2.2.1, conviendraient pour la caractérisation du risque de niveau 1. Il conviendrait aussi de prévoir des facteurs de sécurité dans la caractérisation du risque de niveau 1, même si l'on recommande que l'incertitude associée à l'utilisation de ces facteurs soit appliquée à l'établissement des catégories de risque plutôt que directement aux quotients (Suter, 1986; Section 7.2.2.1).

Les méthodes des quotients seraient également utiles dans les applications spécifiques que voici:

- détermination des contaminants d'intérêt prioritaire lorsque le site est très contaminé par de nombreux produits chimiques (c.-à-d. nombreux quotients > 1)
- estimation du risque relatif que représentent des voies d'exposition différentes ou des milieux différents.

8.2. Évaluations du risque écologique de niveau 2

Les ÉRÉ de niveau 2 comprennent des objectifs doubles: fournir une estimation quantitative du risque et, si des mesures d'assainissement sont nécessaires, élaborer des objectifs d'assainissement préliminaires spécifiques au site. Les évaluations sont basées sur des données spécifiques au site. Les exigences relatives aux données, les méthodes proposées et les résultats prévus pour chaque élément d'une ÉRÉ de niveau 2 sont résumés au tableau 8.2.

8.2.1. Évaluation de l'exposition

Les évaluations de l'exposition de niveau 2 devraient permettre d'obtenir des estimations quantitatives de l'exposition (dose ou concentration) pour les récepteurs importants, par une ou plusieurs voies d'exposition importantes. De préférence, il faudrait

Tableau 8.2. Résumé des exigences relatives aux données et aux éléments d'une évaluation du risque écologique de niveau 2

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

- méthodes quantitatives
- basée sur des modèles simples, sur la mesure directe (données de contrôle)
- Sélection des produits chimiques visés
 - examiner la sélection de niveau 1 au besoin
- Rejet, transport et devenir des contaminants
 - fournir des estimations quantitatives à partir de mesures directes, de calculs manuels ou de simples modèles
- Analyse des voies d'exposition
 - identifier les voies d'exposition les plus importantes à partir d'estimations quantitatives de l'exposition
- Exposition en milieu aquatique ou terrestre
 - élaborer des modèles simples pour la chaîne alimentaire
 - estimer l'exposition par les voies d'exposition les plus importantes
- Analyse de l'incertitude
 - fournir, si possible, des estimations de l'incertitude (limites de confiance ou de tolérance) pour l'exposition
 - vérifier/étalonner les estimations initiales à l'aide de données de contrôle
- Produit - estimations quantitatives des concentrations prévues dans l'environnement, avec estimation de l'incertitude

CARACTÉRISATION DES RÉCEPTEURS

- méthodes quantitatives, obtention de données *in situ* et connaissances des experts locaux
- Considérer les exigences relatives aux données
 - identifier les informations nécessaires à partir de l'ÉRE de niveau 1
 - conception du programme *in situ*
- Caractériser l'habitat
 - décrire les niches correspondant aux éléments précieux de l'écosystème
 - données de base sur les attributs physiques/chimiques susceptibles d'influer sur les réponses des récepteurs
- Caractériser les récepteurs - espèces et populations
 - attributs structuraux des éléments précieux de l'écosystème [densité de population, biomasse, distribution, structure âge-classe, état (p. ex. récepteurs menacés), expositions antérieures]
 - attributs fonctionnels des éléments précieux de l'écosystème (besoins en aliments, vitesses d'ingestion, potentiel de bio-accumulation, modes d'activité)
 - considérer les effets à l'échelle de la communauté et de l'écosystème
- Caractériser les récepteurs - communauté et écosystèmes
 - attributs structuraux (biodiversité, biomasse, stades de succession des guildes, chaîne alimentaire)
 - attributs fonctionnels (production primaire, respiration, décomposition, cycles des éléments nutritifs, résistance)
 - importance à l'échelle locale, régionale
- Produit - données détaillées sur les expositions antérieures, interactions avec la chaîne alimentaire

ÉVALUATION DU DANGER

- normalement, il faut obtenir des données
- Identification du danger
 - confirmer ou modifier la liste des contaminants préoccupants
 - examiner les données sur la toxicité compilées au cours de l'évaluation de niveau 1
- Points finaux
 - sélectionner les points finaux de mesure et d'évaluation
 - établir un lien entre l'évaluation de l'exposition (c.-à-d. distribution des contaminants) et l'échantillonnage en vue d'évaluer le danger
 - effectuer des essais de toxicité, utiliser des substituts au besoin
 - se concentrer sur les études *in situ* portant sur les populations et les communautés

Tableau 8.2. (suite).

ÉVALUATION DU DANGER (suite)

- Produit
 - CL_{50} , DL_{50} , relations exposition continue-réponse obtenues à partir d'essais sur la toxicité
 - données analysées statistiquement, sur les populations et/ou les communautés
 - estimations de l'incertitude

CARACTÉRISATION DU RISQUE

- méthodes des quotients et de l'exposition continue-réponse (individus, populations)
- quotient; concentration prévue dans l'environnement/concentration de base pour les points finaux les plus sensibles; avec estimation de l'incertitude
- réponse à une exposition continue à l'échelle de l'individu; probabilité de plusieurs amplitudes des effets (p. ex. diminution de 5, 10, 25 % des taux de survie, de croissance ou de reproduction)
- modèles de population: combiner les estimations des effets sur les taux de survie, de croissance et de reproduction pour obtenir le potentiel moyen de reproduction (+/- les limites de tolérance), la probabilité d'extinction ou de pseudo-extinction ou une autre estimation appropriée des effets/risques
- pour toutes les méthodes, explorer les effets/risques associés aux options d'assainissement
- établir les objectifs d'assainissement ou les objectifs de l'évaluation de niveau 3, selon les besoins

indiquer une certaine estimation de l'incertitude pour ces estimations de l'exposition. Les méthodes classées comme analyses quantitatives préliminaires ou détaillées, à la section 4.0, comptent parmi celles qui conviennent pour estimer le rejet, le transport et le devenir des contaminants et l'exposition à ces contaminants par les principales voies d'exposition. La mesure directe des concentrations de contaminants dans des milieux importants ferait aussi partie des évaluations de l'exposition de niveau 2. Fondamentalement, les évaluations de l'exposition de niveau 2 devraient permettre d'obtenir des estimations quantitatives préliminaires pour les diverses étapes dans l'arbre décisionnel de la figure 4.3.

Les méthodes de niveau 2 effectuent des calculs manuels à l'aide d'équations relativement simples ou bien des calculs à l'aide de modèles simples. L'incertitude serait établie à partir des limites de confiance ou de tolérance applicables aux concentrations de contaminants réellement mesurées (p. ex. dans l'eau ou dans les aliments) ou à partir de simulations utilisant des distributions connues ou estimées pour les paramètres utilisées comme données d'entrée. Le degré de quantification et de complexité devrait correspondre à celui des autres éléments, plus spécialement l'évaluation du danger et la caractérisation du risque, même si des limites (coût, logistique) imposeraient aussi des contraintes sur les données qui pourraient être obtenues. L'évaluation de l'exposition devrait être relativement complète pour ce qui est de la quantification de l'exposition pour tous les produits chimiques d'intérêt prioritaire et toutes les voies d'exposition.

8.2.2. Caractérisation des récepteurs

La caractérisation des récepteurs de niveau 2 comporte l'obtention de données *in situ* sur les récepteurs préoccupants. Lorsque les points finaux de mesure ont été établis, il faut élaborer un programme approprié d'échantillonnage *in situ*. L'évaluation quantitative peut comprendre les mesures décrites à la section 5.3 et énumérées au tableau 8.2. Les évaluations de niveau 2 devraient se concentrer sur les espèces et les communautés qui, selon l'évaluation de niveau 1, constituent des éléments précieux de l'écosystème. Les informations obtenues lors de la caractérisation des récepteurs de niveau 1 servent à rendre plus précise l'évaluation du danger et peuvent aussi être utilisées pour déterminer les étapes dans l'évaluation de l'exposition.

8.2.3. Évaluation du danger

Les évaluations de niveau 2 devraient permettre d'estimer quantitativement la toxicité des échantillons prélevés *in situ* sur le site contaminé. On doit, si possible, effectuer les essais de toxicité avec les récepteurs préoccupants, mais on peut procéder par extrapolation pour estimer la toxicité. Le point final de la toxicité est normalement la mortalité, mais des points finaux chroniques et sublétaux qui sont reliés aux récepteurs sont néanmoins très utiles (sections 6.4.2 et 6.5.1). Lorsque l'aspect important porte sur l'évaluation du niveau dans la population ou dans la communauté, la mesure directe est inestimable (sections 6.4.3 et 6.5.3).

Dans la plupart des cas, il faut extrapoler les données obtenues lors de l'évaluation du danger (p. ex. d'une espèce à l'autre, d'un point final à l'autre, du laboratoire au terrain). Cette extrapolation est un élément important d'une évaluation du danger de niveau 2, car c'est elle qui, bien souvent, contribue le plus à l'incertitude (section 6.7).

8.2.4. Caractérisation du risque

Les méthodes appropriées de caractérisation du risque pour l'évaluation de niveau 2 comprendraient les méthodes des quotients et les méthodes de l'exposition continue-réponse à l'échelle des individus ou des populations. Les estimations du risque obtenues avec les méthodes des quotients devraient être plus quantitatives que celles utilisées dans l'évaluation de niveau 1. L'utilisation de facteurs de sécurité est à déconseiller, à moins que ces facteurs ne soient étayés empiriquement. Il faut fournir des limites de confiance ou de tolérance pour les concentrations prévues dans l'environnement, les concentrations de base ou les deux (figure 7.2). La comparabilité des caractérisations du risque serait améliorée si la concentration de base se rapportait à une ampleur des effets normalisée (p. ex. CL₁₀, CE₂₀ ou un autre quantile plutôt que la concentration sans effet observé, la concentration maximale acceptable de toxiques ou la concentration minimale produisant un effet). Il faut noter que si les réponses aux quantiles sont déterminées régulièrement, il est relativement simple de passer au niveau de complexité suivant: les relations exposition continue-réponse.

Les méthodes des quotients et de l'exposition continue-réponse à l'échelle des individus conviendraient parfaitement pour les applications spécifiques que voici:

- établissement de critères d'assainissement
- caractérisation du risque dans le cas de petits sites ou lorsque la contamination est limitée à quelques zones

La plupart des critères et des objectifs/recommandations actuellement en vigueur au Canada sont calculés à l'aide d'une méthode de type quotients et sont fixés à une certaine concentration de base divisée par un facteur de sécurité. Ainsi, on peut établir les recommandations ou les critères, y compris les critères d'assainissement, de façon uniforme. Toutefois, il y aurait lieu d'évaluer les critères d'assainissement spécifiques au site qui ont été établis par les méthodes des quotients, en procédant à des contrôles ultérieurs ou en les comparant avec des critères établis à l'aide d'autres méthodes, comme les modèles de population.

Il se peut que des estimations des effets ou des risques à l'échelle des populations ne soient pas néces-

saires dans les cas où la contamination est limitée à de petites zones. Il se peut que les petites zones contaminées ne contiennent que quelques individus, plus spécialement des individus des espèces plus grosses, ou, dans les cas extrêmes, que la zone contaminée soit plus petite que le domaine vital d'un oiseau ou d'un mammifère donné. Dans ces petites zones, ce sont les apports et les pertes par migration, plutôt que les taux de survie ou de reproduction, qui déterminent le nombre d'organismes; les modèles de population traditionnels ne s'appliquent pas dans ces cas.

Il faut utiliser les modèles de population lorsque le site contaminé est suffisamment grand pour que le nombre d'organismes soit surtout déterminé par les taux de survie et de reproduction dans le site plutôt que par les apports et les pertes par migration. De plus, il peut être difficile, à de telles échelles spatiales, de mesurer *in situ* le nombre d'organismes ou le taux de reproduction. Les modèles de population sont recommandés précisément dans les cas suivants:

- grands sites et études régionales
- sites où il n'est pas recommandé de procéder *in situ* à l'échantillonnage d'espèces en danger, rares ou menacées ou à l'exécution d'essais de toxicité
- établissement de priorités lorsqu'on prévoit l'exécution *in situ* de contrôles, d'essais de toxicité et d'analyses chimiques d'envergure à titre de suivi ou dans le cadre d'une étude rétrospective
- examen de solutions de rechange, plus spécialement d'autres méthodes d'assainissement coûteuses
- vérification ou évaluation de méthodes de quotient/critères

Ces applications comprennent les cas où les effets à l'échelle des populations sont importants et pour lesquels les coûts des modèles sont faibles par rapport aux coûts des autres parties de l'évaluation du risque écologique, des autres solutions d'assainissement et des programmes de contrôle. La disponibilité des relations exposition-réponse pour les taux de survie, de croissance et de reproduction, ainsi que la disponibilité de modèles convenables (et de programmes informatiques pour ces modèles) sont les éléments primaires qui limitent les modèles de population.

8.3. Évaluation du risque écologique de niveau 3

Les évaluations du risque écologique de niveau 3 s'appliquent aux questions plus complexes comme les effets et les risques chez les communautés ou les

Tableau 8.3. Résumé des exigences relatives aux données et aux éléments d'une évaluation du risque écologique de niveau 3.

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

- méthodes quantitatives détaillées
- basée en grande partie sur des données de contrôle et sur des modèles informatiques détaillés
- les modèles doivent permettre de prévoir l'exposition afin de déterminer les solutions de rechange en matière d'assainissement ainsi que les conditions existantes
- les modèles doivent être intégrés à ceux servant à l'évaluation du danger et à la caractérisation du risque
- voies d'exposition et produits chimiques multiples

- Sélection des produits chimiques visés
 - réviser à partir de l'évaluation de niveau 2, au besoin
 - considérer les groupes de produits chimiques susceptibles de se comporter de la même façon

- Rejet, transport et devenir des contaminants
 - modèles détaillés combinés à des mesures obtenues directement (données de contrôle) p. ex. GEMS, EXAMS
 - examiner le transport à grande distance; la persistance à long terme

- Analyse des voies d'exposition
 - intégrer les expositions par plusieurs voies

- Exposition aquatique ou terrestre
 - modèles détaillés de la chaîne alimentaire, intégrés aux modèles du transport et du devenir
 - estimation quantitative de l'exposition par différentes voies

- Analyse de l'incertitude
 - fournit des estimations de l'incertitude liée à l'exposition
 - simulations de Monte Carlo, analyse de la sensibilité et étalonnage à l'aide de données de contrôle

- Produit - modèles quantitatifs perfectionnés du devenir incorporant les voies les plus importantes pour les substances chimiques individuelles et les mélanges de substances

CARACTÉRISATION DES RÉCÉPTEURS

- rarement nécessaire; la caractérisation des récepteurs de niveau 2 suffit normalement

- Étude détaillée
 - analyses approfondies de la structure de la communauté
 - améliorer l'exactitude et la précision des informations quantitatives obtenues au niveau 2
 - mesures *in situ* des fonctions de l'écosystème
 - évaluer la séquence des successions après l'assainissement

- Produit - spécifique aux études réalisées

ÉVALUATION DU DANGER

- informations obtenues au cours d'études *in situ*

 - Points finaux
 - sélectionner les points finaux de mesure et d'évaluation, en tenant compte plus particulièrement des niveaux dans la communauté et dans l'écosystème
 - utiliser des méthodes perfectionnées d'évaluation du danger [p. ex. mécoscosmes, microcosmes, QSAR (rapports quantitatifs constitution activité), expérience *in situ*, croissance (essais de reproduction avec des espèces indigènes, évaluation de l'écosystème)]
 - établir, au besoin, des relations d'extrapolation pour réduire l'incertitude
 - évaluer, s'il y a lieu, les mélanges et les voies d'exposition multiples
 - élaborer des relations exposition-réponse bien documentées

 - Produits - relations exposition-réponse pour la survie, la croissance et la reproduction de tous les éléments précieux de l'écosystème
 - relations exposition/réponse pour la population, la communauté et/ou l'écosystème
 - analyse de l'incertitude
-

Tableau 8.3. (suite).

CARACTÉRISATION DU RISQUE

- modèles d'écosystème; dans de rares cas, méthodes des quotients (section 7.3.2.2)
- réponses quantitatives écosystème-niveau
- donner la probabilité de plusieurs amplitudes d'effet à l'échelle de l'écosystème
- utiliser des simulations de Monte Carlo pour estimer l'incertitude, la sensibilité
- examiner les effets/risques associés aux options d'assainissement
- indiquer les principales sources d'incertitude dans les prévisions, et prévoir un programme de contrôle pour vérifier et évaluer ces prévisions

écosystèmes et les effets des mélanges de produits chimiques ou d'une exposition par des voies multiples. Des modèles informatiques sont nécessaires pour tous les éléments. Les évaluations de niveau 3 sont normalement des évaluations à grande échelle et portent sur des sites renfermant des communautés ou des écosystèmes complets. Les exigences relatives aux données, les méthodes recommandées et le produit prévu pour chaque élément d'une évaluation de niveau 3 sont résumés au tableau 8.3.

8.3.1. Évaluation de l'exposition

Les évaluations de l'exposition de niveau 3 seraient quantitatives et feraient appel à des modèles informatiques perfectionnés. Les méthodes appropriées sont les analyses quantitatives détaillées décrites à la section 4.0. Comme les évaluations du risque de niveau 3 se font à une grande échelle spatiale, les évaluations de l'exposition devraient tenir compte de plusieurs voies d'exposition et mécanismes de rejet différents. Il faut faire appel à des méthodes d'analyse quantitative plus complexes dans les cas suivants:

- sites renfermant de nombreux contaminants
- absence de normes ou de critères environnementaux
- voies d'exposition multiples
- procédés complexes de rejet et de transport des contaminants
- besoin de résultats analytiques très détaillés et très précis

Les modèles servant à l'évaluation de l'exposition de niveau 3 pourraient être des modèles existants disponibles auprès de divers organismes ou chercheurs et décrits à la section 4.0; ils pourraient aussi être des versions modifiées de ces modèles ou des modèles élaborés précisément en vue d'être utilisés sur le site à

l'étude. Les modèles devraient être intégrés à des modèles pour d'autres éléments (p. ex. caractérisation du risque) et serviraient à prévoir les conditions d'exposition pour diverses options d'assainissement, ainsi qu'à caractériser les expositions existantes. L'estimation de l'incertitude par simulation de Monte Carlo, analyse de la sensibilité et étalonnage à l'aide de données de contrôle (section 4.3.7) constituerait une partie importante d'une évaluation de l'exposition de niveau 3. Les principales limitations à l'évaluation de l'exposition de niveau 3 sont probablement la disponibilité des données (p. ex. pour les paramètres d'entrée) et de modèles convenables (plus spécialement pour les écosystèmes terrestres) (section 8.4).

8.3.2. Caractérisation des récepteurs

On procèdera assez rarement, prévoit-on, à une caractérisation des récepteurs de niveau 3, car une caractérisation de niveau 2 suffit normalement. Ce niveau, qui est très détaillé, servirait dans des cas très spécifiques avec des espèces (p. ex. des espèces en danger) ou des communautés très précieuses. La caractérisation de niveau 3 serait réservée pour certaines des études plus quantitatives et des études portant sur des communautés et des écosystèmes, qui exigent de nombreuses données (section 5.3.3).

8.3.3. Évaluation du danger

L'évaluation du danger de niveau 3 permettrait aux chercheurs d'examiner des cas spécifiques liés aux effets biologiques nocifs sur le site contaminé. À ce niveau, les points finaux de mesure seraient très semblables aux points finaux d'évaluation (section 6.3). On trouvera au tableau 8.3 une liste des outils, décrits à la section 6.0, pouvant être utilisés pour l'évaluation du danger de niveau 3. Il faut, pour l'évaluation de niveau 3, un protocole expérimental perfectionné comprenant des hypothèses bien précises et vérifiables. On examine normalement les niveaux élevés d'organisation biologique pour étudier des points que les essais de toxicité ne considèrent pas.

8.3.4. Caractérisation du risque

La méthode la plus appropriée de caractérisation du risque ferait appel à des modèles à l'échelle de l'écosystème basés sur des relations exposition continue-réponse. Toutefois, il y a deux cas spécifiques pour lesquels les méthodes des quotients pourraient convenir, si ce n'est que par défaut:

- estimation du risque découlant de la présence de produits chimiques multiples, par sommation des quotients
- estimation du risque et élaboration de critères d'assainissement pour les communautés aquatiques

Comme nous l'avons indiqué à la section 7.2.2.2, nous n'avons pas tenté d'élaborer des modèles d'écosystème simulant les cas où il y a présence de contaminants multiples; d'ailleurs, une telle opération serait difficile. Tant que de tels modèles n'auront pas été élaborés, la sommation des quotients constituera la seule façon disponible d'estimation du risque. La sommation des quotients peut convenir lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques pour des espèces individuelles, mais elle ne convient pas à plus grande échelle à moins que les quotients ne soient basés sur les effets observés à l'échelle de l'écosystème. Il existe des méthodes des quotients à grande échelle applicables aux communautés aquatiques, comme celles utilisées par l'Ohio EPA (1987a, b, 1988; mentionnées dans section 7.2.2.1). De façon plus générale, il existe de nombreuses publications sur les impacts sur les communautés de macro-invertébrés benthiques (Klemm et coll., 1990). On peut estimer les risques pour les communautés aquatiques et élaborer des critères d'assainissement pour les sites contaminés, à la condition qu'il existe des données pour des sites de référence. Toutefois, les méthodes comme celles employées par l'Ohio EPA ne peuvent être utilisées pour prévoir les effets qu'auront les autres solutions d'assainissement et ne rendent pas compte du transfert des effets d'un niveau (p. ex. macro-invertébrés) au niveau suivant (p. ex. poissons insectivores) ou à des niveaux plus élevés.

Comme nous l'avons indiqué à la section 2.4.3, les évaluations de niveau 3 et les modèles d'écosystème seront utilisés très souvent dans le cas des sites contaminés. Les modèles serviraient peut-être plus à orienter les opérations de contrôle et à examiner les autres solutions d'assainissement qu'à estimer les effets ou les risques existants. Tout comme avec les modèles de population, il y a des cas où les coûts associés aux modèles sont faibles en comparaison des autres coûts. Les modèles d'écosystème seraient recommandés dans les cas suivants:

- sites de grande superficie (bassins hydrographiques, écorégions)
- sites renfermant des habitats critiques, avec des communautés ou des écosystèmes uniques
- vérification ou évaluation des méthodes des quotients/des critères

L'absence de données sur le transfert d'énergie et les effets aux divers niveaux trophiques et l'absence de modèles disponibles, particulièrement pour les systèmes terrestres, constitueraient les limitations primaires des modèles d'écosystème.

8.4. Besoins en matière de recherche et de développement

Parmi les principaux besoins en matière de recherche et de développement dans le domaine des évaluations du risque écologique réalisées dans le cadre du PNALC, on compte:

- l'élaboration de simples méthodes quantitatives empiriques, particulièrement celles basées sur des évaluations rétrospectives antérieures
- l'évaluation des facteurs de sécurité utilisés dans les méthodes des quotients, et la mise au point de solutions de rechange pour ces facteurs de sécurité
- l'élaboration de modèles permettant d'évaluer le risque d'une exposition à des produits chimiques multiples
- l'élaboration de modèles pour les espèces/écosystèmes terrestres et non commerciaux

Ces besoins ont aussi été établis par d'autres auteurs (section 7.3.1). D'autres points, comme les effets dépendant de la densité et l'exposition par des voies multiples, sont probablement moins importants. Les effets dépendant de la densité peuvent certainement exister, mais, s'ils sont inclus dans la caractérisation du risque, ils diminuent normalement les estimations du risque. Les personnes chargées de la réglementation hésitent peut-être à accepter ces estimations moindres du risque, à moins que ces effets n'aient été démontrés de façon concluante au cours d'études *in situ*. Les voies d'exposition multiples ne sont probablement importantes que pour un nombre limité de composés, car, comme dans la plupart des cas, une voie prédomine (LaKind et Rifkin, 1990).

9.0. PRÉSENTATION D'UNE ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE

La plupart de la documentation sur l'évaluation du risque écologique néglige de parler d'une étape importante, soit la présentation des résultats des recherches. Le document qui résulte d'une évaluation du risque montre de quelle manière l'évaluation du risque a été réalisée et quelles en sont les conclusions. En normalisant les documents d'évaluation du risque et en s'assurant qu'ils sont assemblés à un endroit central, on s'assurera que le PNALC constitue une bibliothèque d'exemples utiles. Aux États-Unis, on prépare des documents appelés *records of decision* qui documentent le processus de l'ÉRE; on recommande d'appliquer cette approche dans le cadre du PNALC.

On reconnaît que chaque évaluation du risque est unique, mais de nombreuses caractéristiques sont standard et devraient être incluses dans la documentation. Évidemment, il y a des sections comme la table des matières, la liste des figures, la liste des tableaux, les remerciements, les références citées et les annexes qui doivent être incluses dans tous les rapports. Selon les lecteurs, on recommande qu'un *glossaire* soit préparé pour le document car la terminologie de l'évaluation du risque n'est pas encore d'usage courant dans un grand nombre de milieux scientifiques.

Étant donné que l'information sur l'évaluation du risque doit souvent être communiquée à des décideurs n'ayant pas une formation technique et au grand public, un *sommaire principal* devrait être inclus pour résumer l'étude et ses conclusions à l'intention du lecteur profane. Le sommaire devrait comporter les éléments suivants : contexte du lieu étudié, justification et objectifs pour l'évaluation du risque, description du niveau auquel l'ÉRE a été réalisée, description des éléments de l'évaluation du risque, brève description des méthodes et description des conclusions clés de l'étude. Le sommaire doit être rédigé dans des termes non techniques et doit contenir des définitions de chaque terme spécifique. L'auteur du sommaire doit garder à l'esprit que le lecteur devra pouvoir comprendre l'approche et les résultats de l'évaluation du risque indépendamment du reste du document.

L'*introduction* du document devrait comporter les éléments suivants :

- description des événements ayant conduit à la décision d'effectuer une évaluation du risque et le niveau de l'ÉRE jusqu'à ce point. Les justifications, notamment les déclencheurs de l'évaluation du risque écologique décrits dans la section 2.0 devraient être expliqués en détail
- énoncé clair des objectifs de la recherche (section 3.1)

- section décrivant l'approche globale utilisée pour l'évaluation du risque (les figures et les diagrammes sont utiles)
- description et historique du lieu
- section qui décrit l'organisation du rapport

L'introduction donne le ton au reste du document et on recommande aux auteurs de préparer cette section avant le début de l'évaluation du risque. Si les lecteurs ne connaissent pas bien l'évaluation du risque, on peut inclure un bref résumé des aspects théoriques de la théorie de l'évaluation du risque.

Le *corps* de l'évaluation du risque comporte cinq sections principales : caractérisation du lieu et identification du problème, évaluation de l'exposition, caractérisation des récepteurs, évaluation du danger, caractérisation du risque. Dans chacune de ces sections, il devrait y avoir les éléments suivants :

- introduction présentant l'élément particulier de l'évaluation du risque
- méthodes spécifiques utilisées [ou citation des méthodes (p. ex. modèles ou protocoles pour essais de toxicité)]
- suppositions
- conclusions, avec accent sur la présentation de l'information sous forme de figures et de tableaux (détails dans les annexes)
- prendre en considération l'incertitude, indiquer notamment les sources principales d'incertitude
- conclusions, en mettant en particulier l'accent sur l'information qui sera nécessaire pour les autres éléments de l'évaluation du risque (p. ex. les résultats d'une caractérisation des récepteurs seraient nécessaires pour l'élément d'évaluation du risque)

Le corps de l'évaluation du risque devrait être suffisamment détaillé pour qu'un habitué de l'évaluation du risque puisse juger si les travaux sont conformes aux objectifs et sont effectués de manière adéquate. Il est plus important de faire des efforts pour l'évaluation du risque elle-même que de produire un rapport détaillé mais qui devienne la seule documentation de l'évaluation du risque réalisée.

Selon l'ÉRE et son niveau, il peut se révéler approprié d'inclure une section sur l'assainissement. Idéalement, chaque niveau de l'ÉRE est effectué avec comme point final l'assainissement et les décisions concernant des options d'assainissement devraient être expliquées.

La conclusion globale de l'évaluation du risque devrait être brève et utiliser l'information fournie dans les conclusions de chacun des éléments du corps du rapport. Les conclusions devraient être intégratives et réunir tous les aspects de l'évaluation. La chose la plus importante à garder à l'esprit lorsqu'on prépare des conclusions est de résumer les résultats dans le contexte des objectifs de l'étude.

10.0. RÉFÉRENCES CITÉES

- Aldenburg, T. et W. Stob. 1992. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (en révision).
- Aldredge, J.R. 1987. Sample size for monitoring of toxic chemical sites. *Envir. Monitoring and Assess.* 9:143-154.
- Athey, L.A., J.M. Thomas, W.E. Miller, et J.Q. Word. 1989. Evaluation of bioassays for designing sediment cleanup strategies at a wood treatment site. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:223-230.
- Baker, J.P. 1989. Assessment strategies and approaches. Dans: *Ecological assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference Document*. W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst, et S.S. Baker (éd.), section 3.0. Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. EPA. EPA/600/3-89/013.
- Ballou, S.W., J.B. Levenson, K.E. Robek et M.H. Gabriel. 1981. Regional ecological assessments: concepts, procedures and application. Energy and Environmental Systems Division, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.
- Barnthouse, L.W., R.V. O'Neill et G.W. Suter II. 1986. Population and ecosystem theory in ecological risk assessment. Conference proceeding from midyear topical symposium on health physics considerations in decontamination and decommissioning, Knoxville.
- Barnthouse, L.W., G.W. Suter II, A.E. Rosen et J.J. Beauchamp. 1986. Extrapolation of population responses. Dans: *User's manual for ecological risk assessment*, L.W. Barnthouse et G.W. Suter II (éd.), pp. 82-112. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development par Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.
- Barnthouse, L.W., G.W. Suter II, A.E. Rosen et J.J. Beauchamp. 1987. Estimating responses of fish populations to toxic contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 811-824.
- Barnthouse, L.W., G.W. Suter II et A.E. Rosen. 1990. Risks of Toxic contaminants to exploited fish populations: influence of life history, data uncertainty and exploitation intensity. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 297-311.
- Bayne, B.L. 1985. Cellular and physiological measures of pollution effect. *Mar. Pollut. Bull.* 16:127-129.
- Beanlands, G.E. et P.N. Duinker. 1983. An ecological framework for environmental impact assessment in Canada. Institute for Resources and Environmental Studies and Federal Environmental Assessment Review Office, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Bernard, D.P., D.B. Hunsaker et D.R. Marmorek. 1990. Tools for improving predictive capabilities of environmental impact assessments: structured hypotheses, audits and monitoring. Dans: *The Scientific Challenges of NEPA: Future direction based on 20 years of experience*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Brown, S.S. et K.H. Reinert. 1992. A conceptual framework for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:143-144.
- Bruns, D.A., G.B. Wiersma et G.W. Minshall. 1992. Evaluation of community and ecosystem monitoring parameters at a high-elevation, Rocky Mountain study site. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:459-472.
- Burmester, D.E., C.A. Menzie et J.S. Freshman. 1991. Assessment of methods for estimating aquatic hazards at superfund-type sites: A cautionary tale. *Environ. Toxicol. and Chem.* 10:827-842.
- Burton, G.A., Jr., B.L. Stemmer, K.L. Winks, E. Ross et L.C. Burnett. 1989. A multitrophic level evaluation of sediment toxicity in Waukegan and Indiana harbors. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:1057-1066.
- Caims, J., Jr. 1979. Hazard evaluation with microcosms. *Intern. J. Environmental Studies* 13:95-99.
- CCME. 1991a. Système national de classification des lieux contaminés. Préparé par le Comité du CCME sur la classification des lieux contaminés. Programme national d'assainissement des lieux contaminés. Document de travail final. Mars 1991.
- CCME. 1991b. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés.
- CCMRE. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité de l'eau au Canada du Conseil des ministres des ressources et de l'environnement.
- Chapman, P.M. 1991. Environmental quality criteria: what type should we be developing? *Environ. Sci. Technol.* 25: 1353-1359.
- Clark, T. et coll. 1988. Wildlife monitoring, modelling, and fugacity. *Environ. Sci. Technol.* 22 (2): 120-127.
- Connell, D.W. et G.J. Miller. 1984. *Chemistry and ecotoxicology of pollution*. Wiley-Interscience. John Wiley & Sons. 444 p.
- Cowherd, C., G.E. Muleski, P.J. Englehart et D.A. Gillette. 1985. Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. Kansas City, Missouri. Midwest Research Institute. PB85-192219.
- Denneman, C.A.J. et C.A.M. van Gestel. 1990. Soil contamination and soil ecosystems: proposal for c-(test) values based on ecotoxicological risks. Research for Man and Environment (RIVM). Report No. 725201001. Traduit du néerlandais par Environnement Canada. 77 p.

- Eagleston, K.W., D. L. Lenat, L.W. Ausley et E.B. Winborne. 1990. Comparison of measured instream biological responses with responses predicted using the *Ceriodaphnia dubia* chronic toxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 1019-1028.
- Elliott, J.M. 1987. Population regulation in contrasting populations of trout *Salmo trutta* in two lake district streams. *J. Anim. Ecol.* 56: 83-98.
- Emlen, J.M. 1989. Terrestrial population models for ecological risk assessment: A state-of-the-art review. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:831-842.
- Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada. 1991. Effluents from pulp mills using bleaching. Canadian Environmental Protection Act, Priority Substances List Assessment Report No. 2. Ottawa.
- Eschenroeder, A., E. Irvine, A. Lloyd, C. Tashima et K. Tran. 1980. Computer simulation models for assessment of toxic substances. pp. 323-368, dans: Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals, R. Haque (éd.). Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Fava, J.A., W.J. Adams, R.J. Larson, G.W. Dickson, K.L. Dickson et W.E. Bishop. 1987. Research Priorities in Environmental Risk Assessment. Publication of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Washington, DC.
- Fordham, C.L. et D.P. Reagan. 1991. Pathways analysis method for estimating water and sediment criteria at hazardous waste sites. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:949-960.
- Getz, W.M. et R.G. Haight. 1989. Population harvesting: demographic models of fish, forest, and animal resources. Princeton University Press, Princeton. 391 p.
- Gobas, F.A.P.C. et D. Mackay. 1987. Dynamics of organic chemical bioconcentration in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:495-504.
- Gobas, F.A.P.C., E.J. MacNeil, L. Lovett-Doust et G.D. Haffner. 1991. Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. *Environ. Sci. Technol.* 25(5):924-929.
- Gobas, F.A.P.C. Sous presse. A model for predicting the dynamics and toxic effects of organic chemicals in aquatic food-chains.
- Gray, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. *Neth. J. Sea Res.* 16:424-443.
- Green, R.H. 1984. Statistical and nonstatistical considerations for environmental monitoring studies. *Environ. Monit. Assess.* 4:293-301.
- Green, R.H. 1989. Power analysis and practical strategies for environmental monitoring. *Envir. Res.* 50:195-205.
- Green, J.C., C.L. Bartels, W.J. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst, G.L. Linder, S.A. Peterson et W.E. Miller. 1989. Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites. EPA/600/3-88/029. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.
- Hara, T.J. 1982 (éd.). Chemoreception in fishes. Elsevier, New York.
- Kapustka, L.A., T.W. LaPoint, J.F. Fairchild, K. McBee et J.J. Bromenshenk. 1989. Field assessments. Dans: Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference Document, W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst et S.S. Baker (éd.), section 8.0. Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. EPA. EPA/600/3-89/013.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Klemm, D.J., P.A. Lewis, F. Fulk et J.M. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. U.S. Environmental Protection Agency, Rept No. EPA/600-4-90/030. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio. 256 p.
- LaKind, J. et E. Rifkin. 1990. Current method for setting dioxin limits in water requires reexamination. *Environ. Sci. Technol.* 24:963-965.
- LeBlanc, G.A. 1984. Interspecies relationships in acute toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Environ. Toxicol. Chem.* 3:47-67.
- Maki, A.W. et J.R. Duthie. 1978. Summary of proposed procedures for the evaluation of aquatic hazard. Dans: Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life. J. Cairns, K.L. Dickson et A.W. Maki (éd.), pp. 153-163. ASTM STP 657, American Society for Testing and Materials.
- Matuzek, J.E. et G.L. Beggs. 1988. Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 11: 1931-1941.
- Mayr, F.L., K.S. Mayr et M.R. Ellersieck. 1986. Relation of survival to other endpoints in chronic toxicity tests with fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:737-748.
- Menzie, C.A. et coll. 1992. Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: a case study at the Baird & McGuire superfund site in Holbrook, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:245-260.
- Mercer, J.W., L.R. Silka et C.R. Faust. 1985. Modelling ground-water flow at Love Canal. *Journal of Environmental Engineering, Août.*
- Miller, W.E., S.A. Peterson, J.C. Greene et C.A. Callahan. 1985. Comparative toxicology of laboratory organisms for assessing hazardous waste sites. *J. Environ. Qual.* 14:569-574.
- Mills, W.B., J.D. Dean, D.B. Porcella et coll. 1982. Water quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants: parts 1, 2 and 3. Athens, Georgia: U.S. EPA. Environmental Research Laboratory. Office of Research and Development. EPA-600 6-82/004 a,b,c.
- Nabholz, J.V. 1991. Environmental hazard and risk assessment under the United States Toxic Substances Control Act. *The Science of the Total Environment.* 109/110:649-665.

- National Research Council. 1983. Risk assessment in the federal government: Managing the process. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C.
- Norton, S., M. McVey, J. Coft, J. Durda et R. Hegner. 1988. Review of ecological risk assessment methods. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Planning and Evaluation. ICF, Inc. Fairfax, Virginia.
- N.Y. DEC (New York State Department of Environmental Conservation). 1987. Niagara River biota Contamination Project: Fish Flesh Criteria for Piscivorous Wildlife. Division of Fish and Wildlife, Bureau of Environmental Protection. DEC Publication. Technical report 87-3.
- Ohio EPA. 1987a. Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life: Volume II. Users Manual for Biological Field Assessment of Ohio Surface Waters. 30 octobre 1987. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section. Columbus, Ohio. Doc. 0046e/0013e.
- Ohio EPA. 1987b. Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life: Volume III. Standardized Biological Field Sampling and Laboratory Methods for Assessing Fish and Macroinvertebrate Communities. 30 octobre 1987. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section. Columbus, Ohio. Doc. 0046e/0013e.
- Ohio EPA. 1988. Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life: Volume I. The Role of Biological Data in Water Quality Assessment. 15 février 1988. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section. Columbus, Ohio. Doc. 0055e/0015e.
- O'Neill, R.V., S.M. Bartell et R.H. Gardner. 1983. Patterns of toxicological effects in ecosystems: a modelling study. *Environ. Toxicol. Chem.* 2: 451-461.
- O'Neill, R.V., S.M. Bartell et R.H. Gardner. 1986. Ecosystem level risk assessment. Dans: User's manual for ecological risk assessment, L.W. Barnhouse et G.W. Suter II (éd.), pp. 113-144. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development by Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.
- Onishi, Y., S.M. Brown, A.R. Olsen, M.A. Parkhurst, S.E. Wise et W.H. Waters. 1982. Methodology for Overland and Instream Migration and Risk Assessment of Pesticides. EPA-600/3-82-024.
- Onishi, Y., A.R. Olsen, M.A. Parkhurst et G. Whelan. 1985. Computer based environmental exposure and risk assessment methodology for hazardous materials. *J. Hazard Mater.* 10:389-417.
- Parkhurst, B.R., G. Linder, K. McBee, G. Titton, B.J. Dutka et C.W. Hendrichs. 1989. Toxicity tests. Dans: Ecological assessment of hazardous waste sites: a Field and Laboratory Reference Document, W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst et S.S. Baker (éd.), section 6.0. Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. EPA. EPA/600/3-89/013.
- Parkhurst, B.R., H.L. Bergmann, M.D. Marcus, C.S. Creager, W. Warren-Hicks, H. Olem, A. Boelter et J.P. Baker. 1990. Evaluation of Protocols for Aquatic Ecological Risk Assessment and Risk Management. Préparé pour la WPCF Research Foundation, Technology Assessment Department, Alexandria, Virginia.
- Pastorok, R.J. et J.R. Sampson. 1990. Review of ecological risk assessment methods to develop numerical criteria for cleanup of hazardous waste sites. Document de travail. Préparé pour le Washington Department of Ecology, Olympia, Washington.
- Peterman, R.M. 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47(1):2-15.
- Peters, R.H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge. 329 p.
- Peters, R.H. 1986. The role of prediction in limnology. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1143-1159.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross et R.M. Hughes. 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.
- Porcella, D.B. 1983. Protocol for bioassessment of hazardous waste sites. EPA/600/2-83-054. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.
- Power, E.A., K.R. Munkittrick et P.M. Chapman. 1991. An ecological impact assessment framework for decision-making related to sediment quality. Dans: *Aquatic Toxicology and Risk Assessment: Volume 14*, M.A. Mayes et M.G. Barron (éd.), pp. 48-54. ASTM STP 1124. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- PRC Environmental Management Inc. 1985. The endangerment assessment handbook. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Waste Programs Enforcement.
- Rahel, F.J. 1986. Biogeographic influences on fish species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lake acidification studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 124-134.
- Ramm, A.E. 1988. The community degradation index: A new method for assessing the deterioration of aquatic habitats. *Water Res.* 22(3):293-301.
- Rand, G.M. et S.R. Petrocelli. 1985. Introduction. Dans: *Fundamentals of Aquatic Toxicology, Methods and Applications*, G.M. Rand et S.R. Petrocelli (éd.). McGraw-Hill, New York.
- Rapport, D.J. 1989. What constitutes ecosystem health? *Perspect. Biol. Med.* 33:120-132.
- Rapport, D.J. 1990. Challenges in the detection and diagnosis of pathological changes in aquatic ecosystems. *J. Great Lakes Res.* 16:609-618.
- Rodier, D.J. 1987. Ecological Risk Assessment in The Office of Toxic Substances. *Problems and Progress.* 1984-

1987. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency/Office of Toxic Substances. Washington, D.C.
- Schaeffer, D.J. 1991. A toxicological perspective on ecosystem characteristics to track sustainable development. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 22:225-239.
- Sheehan, P.J. 1984. Effects on individuals and populations. Dans: *Effects of pollutants at the ecosystem level*. P.J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler et Ph. Bourdeau (éd.), pp. 23-49. SCOPE/Publié par John Wiley and Sons, Ltd.
- Sheehan, P.J. 1987. Functional processes of ecosystems: Their use in assessing the effects of mixtures of chemicals. Dans: *Methods for assessing the effects of mixtures of chemicals*. V.B. Vouk, G.C. Gutler, A.C. Upton, D.V. Parke and S.C. Asher (éd.), pp. 691-707. SCOPE
- Sheehan, P.J. 1989. Statistical and nonstatistical considerations in quantifying pollutant-induced changes in microcosms. Dans: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Volume 12*, U.M. Cowgill et L. Williams (éd.), pp. 178-188. American Society for Testing and Materials, Philadelphie.
- Sprague, J.B. 1976. Current status of sublethal effects of pollutants on aquatic organisms. *J. Fish. Res. Board Can.* 33:1988-1992.
- Stevens, D.L., G. Linder et W. Warren-Hicks. 1989. Data interpretation. Dans: *Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference Document*, W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst et S.S. Baker, section 9.0. Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/3-89/013.
- Suter, G.W. II. 1986. Toxicity quotients. Dans: *User's Manual for Ecological Risk Assessment*, L.W. Barnthouse et G.W. Suter II (éd.), pp. 31-38. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development par Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.
- Suter, G.W. II, A.E. Rosen et E. Linder. 1986. Analysis of extrapolation error. Dans: *User's Manual for Ecological Risk Assessment*, L.W. Barnthouse et G.W. Suter II (éd.), pp. 49-81. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development par Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.
- Suter, G.W. II, A.E. Rosen, E. Linder et B.R. Parkhurst. 1987. Endpoints for responses of fish to chronic toxic exposures. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:793-809.
- Suter, G.W. 1989. Ecological endpoints. Dans: *Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference Document*, W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst et S.S. Baker (éd.), section 2.0. Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. EPA. EPA/600/3-89/013.
- Suter, G.W. II. 1990a. Endpoints for regional ecological risk assessment. *Environ. Manage.* 14(1):9-23.
- Suter, G.W. II. 1990b. Environmental risk assessment/environmental hazard assessment: Similarities and differences. Dans: *Aquatic Toxicology and Risk Assessment, Volume 13*, W.G. Landis W.H. van der Schalle (éd.), pp. 5-15. American Society for Testing and Materials. ASTM STP 1096. Philadelphie.
- Thomann, R.V. et J.A. Mueller. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper and Row, Publishers, Inc. 645 p.
- Thomann, R.V. 1989. Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Environ. Sci. Technol.* 23:699-707.
- Thomas, J.M., J.R. Skalski, J.F. Cline, M.C. McShane, W.E. Miller, S.A. Peterson, C.A. Callahan et J.C. Greene. 1986. Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays. *Environ. Toxicol. Chem.* 5:487-501.
- Urban, D.J. et N.J. Cook. 1986. Standard evaluation procedure ecological risk assessment. EPA 540/09-86-167. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, Washington D.C.
- U.S. DOI (Department of the Interior). 1987. *Measuring Damages to Coastal and Marine Natural Resources. Concepts and Data Relevant for CERCLA Type A Damage Assessments, Volumes I et II*. CERCLA 301 Project, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1983. *An Approach to Assessing Exposure to and Risk of Environmental Pollutants*. Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1984. *The RCRA Risk-Cost Analysis Model. Phase III Report*. Submitted to the Office of Solid Waste Economic Analysis Branch. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1^{er} mars 1984.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1985a. *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*. Washington, D.C. EPA-440/4-85-032.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1985b. *Superfund public health assessment manual. Draft*. Washington, D.C.: ICF Inc. Préparé pour the Policy Analysis Staff, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. EPA. 1^{er} octobre 1985.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1986. *Guidelines for Deriving Numerical Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and their Uses*. Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987a. *Potential for environmental damage: proximity of mine waste sites to sensitive environments. Section 6.0 dans Risk Screening Analysis of Mining Wastes. Document de travail*. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987b. *Technical Resource Document for Variances from the Secondary Containment Requirement of Hazardous Waste Tank Systems. Volume II: Risk-based Variance*. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987c. *Permit Writer's Guide to Water Quality-Based Permitting for Toxic Pollutants*. Washington, D.C. EPA 440/4-87-005.

- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1988a. Biological assessment and ecological risk assessment: New tools for clean-up decisions at hazardous waste sites. EPA/600/D-89-192, U.S. EPA, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1988b. Superfund exposure assessment manual. EPA/540/1-88/001. Office of Remedial Responses, U.S. EPA.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989a. Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites: A Field and Laboratory Reference. W. Warren-Hicks, B.R. Parkhurst et S.S. Baker (éd.). Préparé par Kilkelly Environmental Associates pour la U.S. EPA/600/3-89/013.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989b. Ecological risk management in superfund and RCRA programs. EPA 230/03-89-045, Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. EPA, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989c. Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final. EPA/540/1-89/002, U.S. EPA, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989d. Risk assessment guidance for superfund. Volume II: Environmental Evaluation Manual, Interim Final: EPA/540/1-89/001. U.S. EPA, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989e. Summary of ecological risks, assessment methods and risk management decisions in Superfund and RCRA. Document de travail. EPA 230/03-89-048. U.S. EPA, Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1991. Summary report on issues in ecological risk assessment. Rept. No. EPA/625/3-91/018. Washington, D.C.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency) 1992a. Framework for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum. EPA/630/R-92/001. Février 1992. 41 p.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1992b. Report on the ecological risk assessment guidelines strategic planning workshop. Risk Assessment Forum. EPA/630/R-92/002. Février 1992. 51 p. et Annexes.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1992c. Peer review workshop report on a framework for ecological risk assessment. Risk assessment Forum. EPA/625/3-91/022. Février 1992. 27 p. et Annexes.
- Wagner, C. et H. Lokke. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. Water Research 25: 1237-1242.
- Washington DOE (Department of Ecology). 1991. Sediment cleanup standards. Washington Dept. Ecology, Sediment Management Unit, Section 173-204 WAC. Olympia, Washington.
- Widdows, J. 1985. Physiological responses to pollution. Mar. Pollut. Bull. 16:129-134.

Glossaire

- bio-indicateurs** - Indicateurs biochimiques ou cellulaires de l'exposition (p. ex. charges corporelles, indicateurs de dommages de l'ADN, activité des enzymes et indicateurs biochimiques de l'état reproductif ou bioénergétique).
- caractérisation du risque** - Évaluation de la probabilité que des effets écologiques adverses puissent se produire à la suite de l'exposition à un agent stressant, notamment une évaluation des conséquences de ces effets.
- caractérisation du lieu** - Évaluation des données et de l'information disponibles concernant le lieu (p. ex. utilisation du lieu, géologie, hydrologie, données disponibles sur la chimie et la toxicité, etc.)
- CMAT (concentration maximale acceptable d'un produit toxique)** - La concentration maximale à laquelle un agent stressant peut être présent et ne pas être toxique pour l'organisme testé. La CMAT est normalement calculée comme étant la moyenne géométrique de la plus faible concentration à laquelle un effet néfaste a été observé (PFCEO) et la concentration la plus élevée sans effet néfaste (CSEO).
- concentration effective médiane (CE₅₀)** - Concentration d'un agent stressant dans l'eau dont on estime qu'elle produit une certaine réponse biologique, autre que la mortalité, chez 50 pour cent des organismes testés pendant un intervalle de temps spécifique (p. ex. une CE₅₀-48 h pour les daphnies).
- concentration de base** - Concentrations spécifiques auxquelles on s'attend à un certain niveau d'effet (p. ex. CL₂₅, CMAT). Ces concentrations sont dérivées de l'évaluation du danger.
- CSEO (concentration sans effet observé)** - Quantité ou concentration d'un agent stressant qui n'a aucun effet néfaste.
- éléments précieux de l'écosystème** - Chacun des attributs ou éléments environnementaux résultant de valeurs ou de considérations dues à la société.
- essais par niveaux** - Méthode d'essai suivant laquelle tous les essais ne sont pas faits de manière synoptique ou même simultanée. Des essais sont effectués initialement pour déterminer les secteurs à étudier en détail, qui peuvent (ou non) comporter une étape plus approfondie.
- évaluation de l'exposition** - Processus consistant à estimer la dose reçue par un organisme, une population ou un écosystème. Il peut être prospectif, auquel cas des estimations des concentrations du produit chimique et les formes sous lesquelles il se trouve sont combinées avec des estimations du comportement de l'organisme pour prévoir la dose. Il peut aussi être rétrospectif, auquel cas la dose est estimée à partir des charges corporelles du produit chimique ou des changements dans l'organisme, causés par le produit chimique (bio-indicateurs).
- évaluation du danger** - Processus global qui consiste à évaluer le type et l'ordre de grandeur des effets néfastes causés par un agent stressant.
- évaluation du risque** - Série de méthodes scientifiques formelles pour estimer les probabilités et les ordres de grandeur d'effets indésirables résultant de la libération de produits chimiques, d'autres actions humaines ou de catastrophes naturelles.
- évaluation du risque écologique** - 1) Processus consistant à attribuer des ordres de grandeur et de probabilité à des effets adverses des activités humaines (ou de catastrophes naturelles) (Bamthouse et Suter, 1986). 2) Une série formelle de méthodes scientifiques pour estimer les probabilités et les ordres de grandeurs d'effets non désirés sur des plantes, des animaux et des écosystèmes, résultant d'événements qui se sont produits dans l'environnement, notamment la libération de polluants, une modification physique de l'environnement et des désastres naturels (Fava et coll., 1987). 3) Une sous-catégorie de l'évaluation de l'impact écologique qui a) prévoit la probabilité que des effets nuisibles se produisent dans un écosystème ou dans toute partie d'un écosystème à la suite d'une perturbation, b) met en relation l'ordre de grandeur de l'impact et la perturbation (Norton et coll., 1988). 4) L'évaluation du risque écologique est le processus qui évalue la probabilité que des effets écologiques nuisibles puissent se produire ou se produisent à

la suite de l'exposition à un ou plusieurs agents stressants. Cette définition reconnaît qu'un risque n'existe pas à moins que a) l'agent stressant ait la capacité de causer des effets nuisibles, b) qu'il coïncide ou reste en contact avec le constituant écologique suffisamment longtemps et à une intensité suffisante pour produire le ou les effets nuisibles décelés (U.S. EPA, 1992a).

exposition - Processus par lequel un produit chimique est acheminé jusqu'à un organisme auquel il est administré sous forme de dose (quantité d'un produit chimique soit dans l'organisme entier, soit dans un tissu cible). L'exposition est un résultat de la concentration et de la forme d'un produit chimique dans l'environnement, couplée avec la présence de l'organisme.

facteur d'application - Valeur numérique sans unité calculée comme étant le seuil de concentration d'un produit chimique ayant des effets chroniques, divisée par son seuil de concentration ayant des effets aigus. Un FA est généralement calculé en divisant les limites [concentration sans effet observé (CSEO) et la plus faible concentration ayant des effets observés (PFCEO)] de la concentration maximale acceptable de produit toxique (CMAT) par la CL₅₀. Le FA est habituellement présenté sous forme d'intervalle et il est multiplié par la concentration létale médiane d'un produit chimique déterminée lors d'un essai à court terme de toxicité (aiguë) pour estimer une concentration sans effet dans le cas d'une exposition chronique.

facteurs modificateurs - Toute caractéristique d'un organisme ou du milieu environnant qui influe sur la toxicité.

mésocosme - Modèle physique et biologique composite d'un écosystème, intermédiaire entre un microcosme et un macrocosme, avec un niveau d'organisation le plus similaire possible à celui du monde naturel.

microcosme - Simulation en laboratoire d'une portion d'un écosystème (p. ex. une communauté microbienne dans un bécher).

PFCEO (plus faible concentration ayant un effet observé) - La plus faible quantité ou concentration d'un agent stressant pour lequel on a observé un effet biologique.

point final de mesure - Un effet d'un élément écologique qui peut être mesuré et décrit d'une manière quantitative.

point final d'évaluation - La caractéristique d'un système écologique qui est le point central de l'évaluation du risque.

QSAR (Quantitative Structure Activity Relationship) - Méthode pour estimer des propriétés physiques et toxicologiques d'un produit chimique d'après sa structure chimique, ses groupes fonctionnels et sa ressemblance avec des produits chimiques connus.

récepteur - Entité (p. ex. organisme, population, communauté, écosystème) qui peut subir des effets néfastes à la suite d'un contact ou d'une exposition à une substance préoccupante.

risque - Probabilité d'un effet indésirable prescrit comme des blessures, une maladie ou la mort, résultant d'actions humaines ou d'une catastrophe naturelle.

simulations Monte Carlo - Technique de modélisation interactive où les valeurs des paramètres sont obtenues de manière aléatoire à partir de distributions de probabilité définies et le processus est répété jusqu'à ce qu'une distribution stable des solutions soit obtenue.

voie d'exposition - Moyens par lesquels des organismes sont exposés à des contaminants. Ces voies comprendraient l'absorption des contaminants à partir de solution, l'ingestion d'aliments/proies contaminés, l'inhalation de particules contaminées, etc. Plus généralement, les voies d'exposition comportent l'exposition par l'intermédiaire de l'eau, du sol, des sédiments, des aliments et des autres milieux.

Annexe A

Bibliographie du projet

Annexe A

Bibliographie du projet

Méthodes

- Barnhouse, L.W. et G.W. Suter, II (éd.). 1986. User's manual for ecological risk assessment. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.
- Jones & Stokes Associates. 1991 Environmental impact report on Caltrans' vegetation control program. Appendix I, Risk Assessment for the draft. Préparé pour California Department of Transportation, Sacramento, Californie.
- Menzie, C.A., D.E. Burmast, J.S. Freshman et C.A. Callahan. Assessment methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: A case study at the Baird & McGuire Superfund site in Holbrook, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.* 2:245-260.
- Norton, S., M. McVey, J. Colt, J. Durda et R. Hegner. 1988. Review of ecological risk assessment methods. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Planning and Evaluation. ICF, Inc., Fairfax, Virginie.
- Parkhurst, B.R. et H.L. Bergman. 1990. Evaluation of protocols for aquatic risk assessment and risk management. Préparé pour WPCF Research Foundation. Western Aquatics, Inc.
- Pastorok, R.J. et J.R. Sampson. 1990. Review of ecological risk assessment methods to develop numerical criteria for cleanup of hazardous waste sites. Document de travail. Préparé pour Washington Department of Ecology, Olympia, Washington.
- Urban, D.J. et N.J. Cook. 1986. Standard evaluation procedure ecological risk assessment. EPA 54009-86-167. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1991. RCRA Facility Investigation Corrective Measure Study: Ecological assessment guidance document. Préparé pour RCRA Corrective Actions Program, U.S. EPA.

- U.S. Environmental Protection Agency. 1989. Risk assessment guidance for Superfund, Volume II: Environmental Evaluation Manual. Interim Final EPA5401-89001. U.S. EPA, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1988. Superfund exposure assessment manual. EPA5401-88001. Office of Remedial Responses, U.S. EPA.
- Warren-Hicks, W., B.R. Parkhurst et S.S. Baker, Jr. (éd.). 1989. Ecological assessment of hazardous waste sites: A field and laboratory reference. EPA6003-90013. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.

Composés secondaires

- Barnhouse, L.W., G.W. Suter, II et R.V. O'Neill. 1984. Quantifying uncertainties in ecological risk analysis. Sponsoring agency: Department of Energy, Washington, D.C.
- Barnhouse, L.W., G.W. Suter, II et A.E. Rosen. 1990. Risks of toxic contaminants to exploited fish populations: Influence of life history, data uncertainty and exploitation intensity. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:297-311.
- Barnhouse, L.W., G.W. Suter, II, A.E. Rosen et J.J. Beauchamp. 1987. Estimating responses of fish populations to toxic contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 6:811-824.
- Bartell, S.M., R.V. O'Neill et R.H. Gardner. 1982. Aquatic ecosystem models for risk assessment. Conf-820596--1.
- Burmaster, D.E., C.A. Menzie et J.S. Freshman. 1991. Assessment of methods for estimating aquatic hazards at Superfund-type sites: A cautionary tale. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:827-842.
- CCME Committee on Classification of Contaminated Sites. 1991. National Classification system for contaminated sites. Document de travail final.
- CCME. 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Préparé par le Sous-comité du CCME

- sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés.
- CCME Energy Pathways Inc. 1990. Report on the contaminated sites consultation workshop. Préparé pour le Comité directeur de consultation sur les lieux contaminés, Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Emlen, J.M. 1989. Terrestrial population models for ecological risk assessment: A state-of-the-art review. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:831-842.
- Environmental Toxicology International, Inc. 1991. Milltown reservoir sediments site; baseline risk assessment: Ecological risk assessment work plan. Sponsoring agency U.S. Environmental Protection Agency.
- Fordham, C.L. et D.P. Reagan. 1991. Pathway analysis method for estimating water and sediment criteria at hazardous waste sites. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:949-960.
- Graney, E.L., J.P. Giesy et D. Ditiro. 1989. Mesocosm experimental design strategies: Advantages and disadvantages in ecological risk assessment. *Misc. Publ. Entomol. Soc. Am.* 75:18-32.
- Johnston, R.K., P.E. Woods, G.G. Pesch et W.R. Munns. 1989. Assessing the impact of hazardous waste disposal sites on the environment: Case studies of ecological risk assessments at selected navy hazardous waste disposal sites. Dans: Proc. 14th Annual Army Environmental R&D Symposium, Williamsburg, Virginie.
- Lipton, J. et J.W. Gillett. 1991. Uncertainty in ocean-dumping health risks: Influence of bioconcentration, commercial fish landings and seafood consumption. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:967-976.
- O'Neill, R.V., R.H. Gardner, L.W. Barnhouse et G.W. Suter. 1982. Ecosystem risk analysis: A new methodology. *Environ. Toxicol. Chem.* 1:167-177.
- Ramm, A.E. 1988. The community degradation index: A new method for assessing the deterioration of aquatic habitats. *Water Res.* 22(3):293-301.
- Sheehan, P.J. 1984. Effects on community and ecosystem structure and dynamics. Dans: *Effects of Pollutants at the Ecosystem Level*, P.J. Sheehan, D.R. Miller, G.C. Butler et Ph. Bourdeau (éd.). pp. 51-59. John Wiley & Sons.
- Sheehan, P.J., R.P. Axler et R.C. Newhook. 1986. Evaluation of simple generic aquatic ecosystem tests to screen the ecological impacts of pesticides. *Community Toxicity Testing*, ASTM STP 920, John Cairns, Jr., éd., Philadelphie, pp. 158-179.
- Smith, L. 1985. The endangerment assessment handbook. Préparé pour la U.S. Environmental Protection Agency, Office of Waste Programs Enforcement.
- Urban, D.J. 1990. The use of terrestrial field data in the practical application of ecological risk assessment principles. Ecological Effects Branch, U.S. Environmental Protection Agency, Pesticides effects on terrestrial wildlife, pp. 319-334.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1988. Biological assessment and ecological risk assessment: New tools for clean-up decisions at hazardous waste sites. EPA600D-89-192, U.S. EPA, Office of Health and Environmental Assessment, Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1987. Data quality objectives for remedial response activities - example scenario. RIFS activities at a site with contaminated oils and ground water. Préparé par CDM Federal Programs Corporation for Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S.EPA.

Bref survol

- Barnhouse, L.W., R.V. O'Neill et G.W. Suter, II. 1986. Population and ecosystem theory in ecological risk assessment. Conference proceeding from midyear topical symposium on health physics considerations in decontamination and decommissioning, Knoxville.
- Barnhouse, L.W. et G.W. Suter, II. 1984. Risk assessment ecology. *Mechanical Engineering*, Nov.
- Basciotto, J., D. Hinckley, J. Plafkin et M. Slimak. 1990. Ecotoxicity and ecological risk assessment: Regulatory applications at EPA. *Environ. Sci. Technol.* 24(1):10-15.
- Cardwell, R.D. 1989. An overview of aquatic ecological risk assessment methodologies. Dans: Proc. Oceans '89 Conference, Part 2: Ocean Pollution, Seattle, Washington.
- Christopherson, S., L.J. Field et R.N. Dexter. 1987. Guidelines and recommendations for housing bio-assessment in the Superfund remedial process. Ocean Assessments Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Washington, et EVS Consultants, Seattle, Washington.
- Denneman, C.A.J. et C.A.M. van Gestel. 1990. Soil contamination and soil ecosystems: Proposal for C-(Test) values based on ecotoxicological risks. Institut national hollandais de la santé publique et de la protection de l'environnement, traduit par Environnement Canada.

- Gentile, J.H., W.H. van der Schalie et W.P. Wood. 1991. Summary report on issues in ecological risk assessment. EPA6253-91018. U.S. EPA, Risk Assessment Forum, Washington, D.C., Eastern Research Group, Inc. Arlington, Virginia.
- Graham, R.L., C.T. Hunsaker et R.V. O'Neill. 1991. Ecological risk assessment at the regional scale. *Ecol. Appl.* 1(2):196-206.
- Hakanson, L. 1984. Aquatic contamination and ecological risk: An attempt to a conceptual framework. *Water Res.* 18(9):1107-1118.
- Howells, G., D. Calamari, J. Gray et P.G. Wells. 1990. An analytical approach to assessment of long-term effects of low levels of contaminants in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 21(8):371-375.
- Hunsaker, C.T., R.L. Graham, G.W. Suter, II et R.V. O'Neill. 1990. Assessing ecological risk on a regional scale. *Environ. Manage.* 14(3):325-332.
- Jenkins, D.G., J.L. Raymond et A.L. Buikema, Jr. 1989. State of the art in aquatic ecological risk assessment. *Misc. Publ. Entomol. Soc. Am.* 75:18-32.
- Lewis, M.A. 1991. Chronic and sublethal toxicities of surfactants to aquatic animals: A review and risk assessment. *Water Res.* 25(1):101-113.
- Pelletier, C. et K. Dushnisky. 1991. The role of environmental risk assessment in the mining project review process. Dans: *Proc. 15th annual British Columbia Mine Reclamation Symposium and 16th annual Canadian land reclamation meeting, Kamloops, Colombie-Britannique.*
- Suter, G.W., II. 1990. Endpoints for regional ecological risk assessment. *Environ. Manage.* 14(1) 9-23.
- Suter, G.W., II. 1990. Environmental risk assessment—environmental hazard assessment: Similarities and differences. *Aquatic Toxicology and Risk Assessment: 13th volume, ASTM STP 1096*, pp. 5-15.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1989. Summary of ecological risks, assessment methods and risk management decisions in Superfund and RCRA. Document de travail. EPA 23003-89-048. U.S. EPA, Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington, D.C.
- Documents auxiliaires**
- Allison, R.C. et R. Durand. 1991. Problems of risk assessment in water resources management. *The Environmental Professional* 13:326-330.
- Ames, B.N. et L.S. Gold. 1991. Cancer prevention strategies greatly exaggerate risks. *C&EN*, Jan. 7:28-32.
- Brown, S.S. et K.H. Reinert. 1992. A conceptual framework for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 2:143-144.
- Calabrese, E.J. 1987. Animal extrapolation: A look inside the toxicologist's black box. *Environ. Sci. Technol.* 21(7):618-623.
- Callahan, C.A., C.A. Menzie, D.E. Burmaster et D.C. Willborn. 1991. On-site methods for assessing chemical impact on the soil environment using earthworms: A case study at the Baird and McGuire Superfund site, Holbrook, Massachusetts. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:817-826.
- Carpenter, W.D. 1991. Insignificant risks must be balanced against great benefits. *C&EN*, Jan. 7:37-39.
- Creedom, J. 1991. Risky business. *Utne Reader*, sept.oct.
- Deisler, P.F., Jr. 1988. The risk management—risk assessment interface. Last in a five-part series on cancer risk management. *Environ. Sci. Technol.* 22(1).
- Dwyer, J.P. et P.F. Ricci. 1989. Coming to terms with acceptable risk. *Environ. Sci. Technol.* 23(2).
- Gaudet, C., A. Brady, M. Bonnel et M. Wong. 1991. Canadian approach to establishing cleanup levels for contaminated sites. Dans: *Hydrocarbon contaminated soils and groundwater*, vol. 2, Calabrese et Kocetek (éd.).
- Goldstein, B.D. 1985. Risk assessment and risk management. *Environ. Toxicol. Chem.* 4:1-2.
- Huff, J.E. et J.K. Haseman. 1991. Exposure to certain pesticides may pose real carcinogenic risk. *C&EN*, Janv. 7:33-36.
- Kenaga, E.E. 1986. Assessing chemical hazards: Evaluation of hazards requires interdisciplinary research. *Environ. Sci. Technol.* 20(7):660-662.
- Kimbrough, R.D. 1990. Environmental protection: Theory and practice. *Environ. Sci. Technol.* 24(10):1442-1445.
- Lave, L.B. Health and safety risks analyses: Information for better decisions. *Science* 236:291-295.
- Lave, L.B. et E.H. Males. 1989. at risk: The framework for regulating toxic substances. *Environ. Sci. Technol.* 23(4):386-391.
- McKone, T. 1992. A review of RISKPRO Version 2.1. *Risk Analyses*. Vol 12 (1).
- Nichols, A.B. 1991. Scientists reappraise risk assessment. *Water Environ. Technol.* May, pp. 67-71.
- Nocito, J.A., H.A. Walker, J.F. Paul et C.A. Menzie. 1989. Application of a risk assessment framework

- for marine disposal of sewage sludge at midshelf and offshelf sites. *Aquatic Toxicology and Environmental Fate*. ASTM STP 1007. 11:101-102.
- Roberts, L. 1989. Is risk assessment conservative? *Research News*, 24 mars.
- Russel, M. et M. Gruber. 1987. Risk assessment in environmental policy making. *Science* 235:286-290.
- Santos, S.L. 1987. Risk assessment: A tool for risk management. *Environ. Sci. Technol.* 21(3):239-240.
- Sidhu, K.S. 1989. Computer data bases for carcinogenicity and risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:1217-1221.
- Slovic, P. 1987. Perception of risk. *Science*. 236:280-285.
- Stewart-Oaten, A. et W.W. Murdoch. 1986. Environmental impact assessment: 'Pseudoreplication' in time? *Ecology* 6(74): 924-940.
- Suter, G.W., II et J.M. Loar. Weighting the ecological risk of hazardous waste site: The Oak Ridge case. *Environ. Sci. Technol.* 26(3).
- U.S. Environmental Protection Agency. 1989. Ecological risk management in Superfund and RCRA programs. EPA 23003-89-045, Office of Policy, Planning and Evaluation, U.S. EPA, Washington, D.C.
- Van der Gaag, M.A., P.M.B. Stortelder et W.A. Brugge-
man. 1991. Risks of toxic compounds in aquatic systems: Science and practice. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C(12):279-281.
- Wagner, V.E., M.A. Bianchi et C. Heeter. 1988. Utilization of microcomputer and telecommunications technologies in the development of a local environmental management and risk assessment program.. *Environ. Toxicol. Chem.* 7:931-939.
- Wilson, R. et E.A.C. Crouch. 1987. Risk assessment and comparisons: An introduction. *Science* 236:267-270.
- Zeckhauser, R.J. et W.K. Viscusi. 1990. Risk within reason. *Science* 248:559-564.

Annexe B

Évaluation des documents

ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE

ÉVALUATION DE LA DOCUMENTATION

Document	Planification	Exposition	Récepteur	Danger	Risque	Remarques
Méthodes/documents						
Barnhouse et Suter (1986)						Oak Ridge National Laboratory
1. Barnhouse (1986)						
2. Suter (1986)						Méthode des quotients
3. Suter et coll. (1986)						Méthode des erreurs d'extrapolation
4. Barnhouse et coll. (1986)						Méthode selon la réponse des populations
5. O'Neill et coll. (1986)						Réponse au niveau de l'écosystème (SWACOM)
6. Barnhouse et Suter (1986)						Chapitre de discussion
Jones et Stokes (1991)						Programme de contrôle de la végétation de Caltran
Menzie et coll. (1992)						Étude de cas; comparaison des méthodes
Norton et coll. (1988)						Excellent cadre de travail; résumé des méthodes jusqu'à la fin des années 1980
Parkhurst et Bergman (1990)						Étude, intégration
Pastorok et Sampson (1990)						Étude, intégration (élaboration des critères)
Urban et Cook (1986)						Insiste sur l'approche des programmes du bureau des pesticides
U.S. EPA (1991)						Étude/groupes de discussion
U.S. EPA, RCRA Corrective Actions Prg (1991)						Recherche - installation RCRA? Étude sur les mesures correctives
U.S. EPA, 540/1-89/001 (1989)						Bon survol particulièrement en ce qui concerne la planification l'étude de l'évaluation du risque
U.S. EPA (1988)						Manuel d'évaluation de l'exposition du Superfund
Warren-Hicket et coll. (1989)						Déchets dangereux

Composés secondaires

Barnhouse et coll. (1987)						Méthode à l'échelle de la population de l'ORNL
Barnhouse et coll. (1990)						Sources d'incertitude dans la méthode de l'ORNL
Burmester et coll. (1991)						Bonne tentative pour une approche intégrée
CCME, National Classification... (1991)						Système national de classification pour les lieux contaminés
CCME, Report on.. (1991)						
CCME, Interim Canadian.. (1991)						Critères de qualité environnementale
Emlen (1989)						Modèles de populations terrestres
ETI (1991)						Lieu Superfund - plan d'ÉRE
Fordham et Reagan (1991)						Insiste principalement sur la bioaccumulation dans le réseau alimentaire
Graney et coll. (1989)						Mésocosmes - conceptions expérimentales
Johnston et coll. (1989)						Surveillance de plusieurs lieux navals
Lipton et Gillet (1991)						Analyse de l'incertitude
O'Neill et coll. (1982)						Niveau de l'écosystème; modèle SWACOM de l'ORNL
Ramm (1988)						
Sheehan et coll. (1986)						Utilisation de microcosmes
Sheehan (1984)						Communauté et écosystème
Smith (1985)						Évaluations du danger - santé humaine
Urban (1990)						
U.S. EPA, Data Quality.. (1987)						Objectifs de qualité des données pour RIFS

ÉVALUATION DE LA DOCUMENTATION

Document	Planification	Exposition	Récepteur	Danger	Risque	Remarques
Courtes études (choisies)						
Barnhouse et Sutler (1984)						Points finaux, quantification du risque
Barnhouse et coll. (1986)						Étude modèles de population et d'écosystème, bonnes analyses historiques
Cardwell (1989)						Étude, comparaison des méthodes
Christopherson et coll. (1987)						Survol des méthodes de bioévaluation
Denneman et Van Gestel (1990)						Pays-Bas; niveau de nettoyage du sol
Graham et coll. (1991)						ÉRE régionale
Hakanson (1984)						Approche empirique
Howells et coll. (1990)						Effets à long terme de faibles concentrations; plans qualitatifs
Hunsaker et coll. (1990)						ÉRE régionale
Jenkins et coll. (1989)						Étudie les facteurs de sécurité
Lewis (1991)						Insiste sur les surfactants
Suter (1990a)						Points finaux, récepteurs
Suter (1990b)						Définitions, comparaisons
U.S. EPA (1991)						Cadre de travail de l'EPA pour l'ÉRE
U.S. EPA, 230/03 - 89/046 (1989)						Survol des méthodes et des problèmes



Méthodes exhaustives

Description d'au moins une méthode ou approche

Environment Canada Library, Burlington



3 9055 1017 2810 2

