

Centre d'expertise
en analyse environnementale
du Québec

**PROCÉDURE D'ÉVALUATION DU
RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE**
*pour la réhabilitation des
terrains contaminés*



Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) est une unité autonome de service du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) créée le 13 mai 1997. Sa mission est de garantir la disponibilité, la qualité, l'adéquation et la continuité de l'expertise et de l'information analytique pour les besoins de protection des écosystèmes, de prévention et de résolution de problèmes environnementaux et fauniques ainsi que de connaissance du milieu naturel.

Les personnes qui désirent faire part de leurs commentaires sur ce document ou obtenir un exemplaire supplémentaire sont priées de contacter le :

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Services études

Division Écotoxicologie et évaluation

2700, rue Einstein , 2^e étage

Québec (Québec) Canada G1P 3W8

Téléphone : (418) 643-1301

Télécopieur : (418) 528-1091

Courriel : ceaeq@menv.gouv.qc.ca

Ce document doit être cité de la façon suivante :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 1998, Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés, Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec, 139 p.

Le montage photographique de la page couverture a été réalisé par Marcotte Multimédia.

Les photographies utilisées proviennent des sources suivantes :

- Carmantine d'Amérique - Source : Francis Boudreau, site Internet du MEF
- Lieux contaminés - Source : CEAEQ
- Marmotte commune - Source : Léo-Guy de Repentigny, site Internet du Service canadien de la faune
- Merle d'Amérique - Source : Jim Stasz, site Internet Pat Scott's Sound and Vision, Université d'Idaho
- Prairie - Source : Denis Paquette, site Internet du MEF

Cet ouvrage a été réalisé par la division Écotoxicologie et évaluation du CEAEQ avec la collaboration d'intervenants internes et externes au ministère de l'Environnement et de la Faune.

Responsable de la publication

Louis Martel

Recherche et rédaction

Raynald Chassé

Claude Thellen

Louis Martel

Anne-Marie Lafortune

Sylvie Bisson

François Grégoire

Révision scientifique

Christian Bastien, CEAEQ, Laboratoire de la qualité du milieu

Rock Bégin, Direction des politiques du secteur industriel

Secrétariat

Lorraine Piché

Céline Tanguay

Révision linguistique

Syn-texte inc.

REMERCIEMENTS

Ce document a fait l'objet d'une consultation publique au cours de l'année 1997. Le CEAEQ remercie les organisations et les individus suivants pour leurs commentaires judicieux :

Association canadienne des laboratoires d'essais, Division services analytiques et environnement

Association des manufacturiers de bois de sciage du Québec

Association minière du Québec inc.

Beak international incorporée

Centre de technologie Noranda

Centre patronal de l'environnement du Québec

D'Aragon Desbiens Halde associés ltée

Environnement Canada

 Activités fédérales, Sols et Déchets
 Direction de la protection de l'environnement
 Service canadien de la faune

Gaston Chevalier, Toxen, Université du Québec à Montréal

Hydro-Québec

Institut de recherche en biotechnologie, Conseil national de recherche du Canada

Jean Géraud Bontoux, Université de Montpellier I

Michael Power, The University of Manitoba

Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec

 Direction de la conservation et du patrimoine écologique
 Direction des écosystèmes aquatiques
 Direction de l'évaluation environnementale des projets industriels et en milieu hydrique
 Direction de l'évaluation environnementale des projets en milieu terrestre
 Direction générale des opérations

Ordre des ingénieurs du Québec

PPMI inc.

Produits Shell Canada Limitée

Steven M. Bartell

Ville de Québec, Service de l'environnement

AVANT-PROPOS

L'évaluation du risque écotoxicologique est une pratique scientifique présentement en essor au niveau international. Les tendances actuelles démontrent que son application et son intégration en gestion environnementale sont en pleine croissance tant dans les institutions gouvernementales que dans le secteur privé.

Bien que les premières publications importantes remontent au début des années 1980, on assiste depuis les cinq dernières années à une augmentation vertigineuse du nombre de publications en science et en gestion environnementale portant sur le sujet, principalement en provenance des États-Unis. Au Canada, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) s'est inspiré de ce contexte pour élaborer son *Cadre pour l'évaluation du risque* (CCME, 1996).

Soucieux d'avoir recours aux plus récentes approches en matière de gestion des terrains contaminés et d'y appliquer les concepts du développement durable, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) fait explicitement place à l'utilisation de l'évaluation du risque écotoxicologique pour la gestion des terrains contaminés dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MEF, 1998a), conformément aux tendances mondiales.

La *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* (PÉRÉ) a donc été élaborée pour répondre aux besoins exprimés par cette nouvelle *Politique*, tout en étant compatible avec les procédures du CCME (1996) et de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 1998). Elle constitue un document d'encadrement et un guide complet pour la réalisation des évaluations écotoxicologiques. Selon la nouvelle *Politique*, tout intervenant qui désire réaliser une évaluation écotoxicologique doit suivre cette procédure et les évaluations réalisées doivent être validées par le MEF. La PÉRÉ aborde explicitement et en détail la démarche générale de l'évaluation du risque écotoxicologique. Cependant, dans un contexte de diversité des besoins et d'évolution constante des connaissances en évaluation du risque, la PÉRÉ ne constitue pas un recueil systématique d'outils pouvant être utilisés. Ainsi, l'équipe d'évaluation doit faire preuve de jugement professionnel pour déterminer, le cas échéant, quels sont les outils les plus pertinents pour le cas à l'étude.

La PÉRÉ vise, principalement, les consultants et les promoteurs qui ont à réaliser les évaluations du risque écotoxicologique ainsi que les représentants du Ministère qui doivent assumer la gestion des projets.

AVANT-PROPOS	v
LISTE DES ANNEXES	xi
LISTE DES ENCADRÉS	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES TABLEAUX	xvii
INTRODUCTION	1
CONTEXTE D'APPLICATION DE L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE	5
2.1 Situations menant à la réalisation d'une ÉRÉ ou d'une ÉDÉ	6
2.2 Niveau de protection et interprétation des résultats de l'ÉRÉ	7
DÉMARCHE GÉNÉRALE DE L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE	11
3.1 Planification	11
3.2 Évaluation	12
3.2.1 Phases de réalisation de l'ÉRÉ	13
3.2.2 Itération entre l'ÉRÉ préliminaire et quantitative	13
3.2.3 Fondement de l'ÉRÉ	14
3.3 Intervenants à l'intérieur de la démarche	17
PLANIFICATION	19
ÉTAPE 1 Établissement de la problématique	19
Activité 1.1 Description du contexte	20
Activité 1.2 Élaboration de la séquence d'énoncés de décision	20
Activité 1.3 Établissement des ressources disponibles et des échéanciers applicables	21
ÉTAPE 2 Précision des bases de l'évaluation	21
Activité 2.1 Choix de l'approche d'évaluation	21
Activité 2.2 Identification des entités biologiques ou écologiques à considérer	22
ÉTAPE 3 Élaboration de l'objectif général	22
ÉTAPE 4 Production d'un compte rendu de planification	23
PHASES DE RÉALISATION D'UNE ÉRÉ PRÉLIMINAIRE	25

PHASE 1 - MODÈLE CONCEPTUEL	25
ÉTAPE 1 Analyse préalable des renseignements	26
Activité 1.1 Analyse des renseignements disponibles	27
Activité 1.2 Visite de terrain	27
Activité 1.3 Définition de la problématique écotoxicologique	28
ÉTAPE 2 Assemblage du modèle conceptuel	29
Activité 2.1 Analyse de la source de stress	30
Activité 2.2 Analyse de l'écosystème ciblé	31
ÉTAPE 3 Formulation des hypothèses	36
PHASE 2 - OUTILS DESCRIPTIFS	36
ÉTAPE 1 Définition des paramètres	37
Activité 1.1 Élaboration des paramètres d'évaluation	38
Activité 1.2 Sélection de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation »	39
ÉTAPE 2 Élaboration des règles de décision	41
ÉTAPE 3 Établissement des niveaux de précision	42
PHASE 3 - MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION	43
ÉTAPE 1 Définition de la méthode d'estimation	43
Activité 1.1 Élaboration des scénarios spécifiques	44
Activité 1.2 Description de la méthode	45
Activité 1.3 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)	47
Activité 1.4 Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)	49
ÉTAPE 2 Production du devis d'évaluation	50
PHASE 4 - ACTIVITÉS DESCRIPTIVES	51
ÉTAPE 1 Analyse des données rétrospectives	52
ÉTAPE 2 Réalisation des analyses, des mesures et des essais	53
ÉTAPE 3 Validation des renseignements	54
PHASE 5 - ACTIVITÉS D'ÉVALUATION	54
ÉTAPE 1 Compilation et analyse des données	55
Activité 1.1 Intégration des données	56
Activité 1.2 Génération des valeurs d'exposition estimée et des valeurs de référence	57
ÉTAPE 2 Caractérisation du risque	57
Activité 2.1 Estimation du risque	58
Activité 2.2 Interprétation du risque	58
Activité 2.3 Conclusion de l'ÉRE	59
Activité 2.4 Recommandations	59
PHASE 6 - ACTIVITÉS DE COMMUNICATION	59
ÉTAPE 1 Rédaction du rapport	60
ÉTAPE 2 Transfert des résultats	62
PHASES DE RÉALISATION D'UNE ÉRE QUANTITATIVE	63
PHASE 1 - MODÈLE CONCEPTUEL	63

ÉTAPE 1 Analyse préalable des renseignements	64
Activité 1.1 Analyse des renseignements disponibles	64
Activité 1.2 Visite de terrain	64
Activité 1.3 Définition de la problématique écotoxicologique	64
ÉTAPE 2 Assemblage du modèle conceptuel	65
Activité 2.1 Analyse de la source de stress	65
Activité 2.2 Analyse de l'écosystème ciblé	65
ÉTAPE 3 Formulation des hypothèses	66
PHASE 2 - OUTILS DESCRIPTIFS	67
ÉTAPE 1 Définition des paramètres	67
Activité 1.1 Élaboration des paramètres d'évaluation	67
Activité 1.2 Sélection de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation »	68
ÉTAPE 2 Élaboration des règles de décision	68
ÉTAPE 3 Établissement des niveaux de précision	71
PHASE 3 - MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION	73
ÉTAPE 1 Définition de la méthode d'estimation	73
Activité 1.1 Élaboration des scénarios spécifiques	73
Activité 1.2 Description de la méthode	73
Activité 1.3 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)	76
Activité 1.4 Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)	76
ÉTAPE 2 Production du devis d'évaluation	77
PHASE 4 - ACTIVITÉS DESCRIPTIVES	77
ÉTAPE 1 Analyse des données rétrospectives	77
ÉTAPE 2 Réalisation des analyses, des mesures et des essais	77
ÉTAPE 3 Validation des renseignements	77
PHASE 5 - ACTIVITÉS D'ÉVALUATION	78
ÉTAPE 1 Compilation et analyse des données	78
ÉTAPE 2 Caractérisation du+* risque	79
Activité 2.1 Estimation du risque	80
Activité 2.2 Interprétation du risque	80
Activité 2.3 Conclusion de l'ÉRÉ	83
Activité 2.4 Recommandations	83
PHASE 6 - ACTIVITÉS DE COMMUNICATION	83
ÉTAPE 1 Rédaction du rapport	83
ÉTAPE 2 Transfert des résultats	83
RÉFÉRENCES	85
GLOSSAIRE	89

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1- Formulaire simplifié pour le compte rendu de planification	91
ANNEXE 2- Séquence d'énoncés de décision élaborée lors de la planification	95
ANNEXE 3- Fiche de travail pour la visite de terrain	101
ANNEXE 4- Synthèse des résultats sur les renseignements disponibles pour la définition de la problématique	109
ANNEXE 5- Synthèse des éléments de clarification des renseignements nécessaires pour la définition de la problématique	111
ANNEXE 6- Formulaire des considérations pour l'examen critique du modèle conceptuel	113
ANNEXE 7- Approche du poids des évidences	115
ANNEXE 8- Cheminement analytique	133
ANNEXE 9- Plan d'assurance et de contrôle de la qualité – orientations et spécificités pour une ÉRÉ	137

LISTE DES ENCADRÉS

Encadré 1 - Les approches et les types d'évaluation écotoxicologique	2
Encadré 2 - Valeurs écotoxicologiques considérées lors d'une ÉRÉ	15
Encadré 3 - Critères de signification écologique	16
Encadré 4 - Outils d'élaboration des modèles conceptuels	29
Encadré 5 - À propos de bioaccumulation/bioamplification	31
Encadré 6 - Viabilité du sol	32
Encadré 7 - Les valeurs de référence	47
Encadré 8 - L'analyse de l'incertitude	47
Encadré 9 - Sources d'incertitude	49
Encadré 10 - À propos de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation »	68
Encadré 11 - Exemple d'un tableau des niveaux de précision établis pour un paramètre d'évaluation dont la réponse écotoxicologique peut varier de 0% à 100 % et dont le niveau d'action est de 25 %	73

LISTE DES FIGURES

Figure 1	- Contexte d'application de la PÉRÉ pour les besoins de la Politique	5
Figure 2	- Démarche générale de l'évaluation écotoxicologique	11
Figure 3	- Phases de réalisation de l'ÉRE	12
Figure 4	- Étapes de réalisation de la planification	19
Figure 5	- Choix des approches d'évaluation en fonction des situations du contexte d'application	22
Figure 6	- Schéma des étapes et activités de la phase 1	26
Figure 7	- Exemple d'un modèle générique de contamination sous forme de diagramme schématique	35
Figure 8	- Exemple d'un modèle générique d'exposition sous forme de diagramme schématique	35
Figure 9	- Schéma des étapes et activités de la phase 2	37
Figure 10	- Schéma des étapes et activités de la phase 3	43
Figure 11	- Cheminement général menant au PSAI	48
Figure 12	- Schéma des étapes de la phase 4	52
Figure 13	- Démarche pour le choix des données rétrospectives	53
Figure 14	- Schéma des étapes et activités de la phase 5	55
Figure 15	- Illustration des échelles spatiale et temporelle relatives à la réponse à un agent stressant en fonction (a) des niveaux d'organisation biologique et (b) des données descriptives	56
Figure 16	- Schéma des étapes et activités de la phase 6	60
Figure 17	- Exemple de relation obtenue à partir des méthodes stochastiques	74
Figure 18	- Analyse de la signification écologique	81
Figure 19	- Composantes de l'approche du poids des évidences	122
Figure 20	- Diagramme de concordance	135
Figure 21	- Exemple de l'utilisation d'un diagramme de concordance	138
Figure 22	- Structure applicable à l'élaboration d'un cheminement analytique	139

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	- Éléments du contexte d'application de l'évaluation écotoxicologique	8
Tableau 2	- Principaux mécanismes environnementaux de transport et de transformation	31
Tableau 3	- Voies d'exposition pertinentes pour les différents groupes de récepteur	33
Tableau 4	- Définition et caractéristiques souhaitables des paramètres	38
Tableau 5	- Exemple simplifié d'un paramètre d'évaluation et de son ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour une hypothèse de perturbation potentielle en ÉRÉ préliminaire	41
Tableau 6	- Réponses écotoxicologiques associées aux niveaux d'organisation biologique des récepteurs	66
Tableau 7	- Exemple simplifié d'un paramètre d'évaluation et de son ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour une hypothèse de perturbation potentielle en ÉRÉ quantitative	70
Tableau 8	- Facteurs de Hill servant à juger de la crédibilité d'une association causale	82
Tableau 9	- Attributs utilisés dans l'approche du poids des évidences	124
Tableau 10	- Facteurs de pondération	126
Tableau 11	- Définition des notes associées à chaque attribut	127
Tableau 12	- Feuille de calcul du poids relatif de chaque risque estimé associé à un paramètre d'évaluation	133
Tableau 13	- Matrice intégrant les poids assignés à chaque risque estimé avec l'évidence et l'ampleur du risque estimé	134
Tableau 14	- Exemple de feuille de calcul du poids relatif de chaque risque estimé	136
Tableau 15	- Exemple de la matrice intégrant les poids assignés à chaque risque estimé avec l'évidence et l'ampleur du risque estimé	137
Tableau 16	- Considérations liées à chacune des composantes d'un cheminement analytique	140
Tableau 17	- Instructions spécifiques pour le PACQ	144

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

La Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique (PÉRE) a été élaborée pour satisfaire aux besoins de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MEF, 1998a : ci-dessous appelée la *Politique*). Cette procédure a été élaborée dans l'esprit des procédures d'évaluation du risque publiées récemment (USEPA, 1992, 1998; CCME, 1996), mais avec suffisamment de détails pour constituer un document d'encadrement et un guide à l'utilisateur.

Les buts de ce document sont :

- d'établir la position du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) à propos des concepts et des méthodologies soutenant toute évaluation écotoxicologique devant lui être soumise dans le contexte de l'application de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MEF;
- de guider la réalisation de ces évaluations écotoxicologiques afin d'uniformiser la démarche d'évaluation et d'assurer un niveau adéquat d'objectivité et de rigueur;
- d'établir l'approche méthodologique permettant la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE).

Pour les fins de cette procédure, l'évaluation écotoxicologique constitue un **processus rationnel d'identification, de comparaison et d'analyse de mesures descriptives permettant de porter un jugement global relatif au comportement environnemental et aux effets de contaminants sur un ou des récepteurs dans une situation d'aide à la décision**. En évaluation écotoxicologique, un récepteur est l'entité biologique ou écologique susceptible d'être affectée à la suite de l'exposition à une source de stress d'origine chimique, physique ou biologique. Il peut donc s'agir d'individus, de populations, de communautés ou d'écosystèmes.

Dépendant des objectifs visés, l'évaluation écotoxicologique utilisée dans le contexte de la *Politique* peut être abordée selon deux approches (encadré 1) :

- **l'évaluation du danger écotoxicologique (ÉDÉ);**
- **l'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE).**

L'ÉDÉ vise à caractériser de façon relative le potentiel que présente une situation de contamination à engendrer un effet néfaste (le danger). La caractérisation de ce danger est réalisée par une identification de la présence et de la complexité d'une contamination associée à la *source* de stress, par une estimation de son comportement environnemental (*sort*) et par une caractérisation des *effets* toxiques qui peuvent être associés à son exposition.

Pour déterminer le danger, il n'est pas nécessaire de considérer les données spécifiques au milieu et aux récepteurs. Ainsi, l'ÉDÉ ne tient pas compte des interactions entre la source de stress et les récepteurs. Elle n'est donc pas spécifique au terrain. Elle est utilisée dans les situations où il y a un besoin de comparer des stratégies d'intervention ou des technologies, ou encore de mettre en priorité plusieurs terrains ou différents secteurs d'un terrain. Cette approche comparative est caractérisée par l'utilisation d'un système de pointage et de pondération. Elle repose essentiellement sur des données générées en laboratoire.

L'ÉRE, pour sa part, a pour but d'estimer les possibilités ou les probabilités d'occurrence d'effets néfastes en fonction de la situation à l'étude.

Ainsi, l'ÉRE est spécifique au terrain. Elle intègre des renseignements découlant des réponses néfastes possibles ou probables chez des récepteurs en fonction de leur exposition à un ou plusieurs contaminants selon les caractéristiques propres à la source de contamination et au terrain à l'étude. Les situations pouvant mener à la réalisation d'une ÉRE sont expliquées en détail au chapitre 2.

Selon le niveau de précision et les renseignements nécessaires, cette procédure préconise deux stades itératifs pour réaliser l'ÉRE. Le deuxième stade itératif pour réaliser l'ÉRE présente un plus grand raffinement méthodologique et est réalisé en séquence selon la réponse résultante du premier stade.

Les deux stades itératifs d'évaluation du risque écotoxicologique sont :

- l'ÉRE préliminaire;
- l'ÉRE quantitative.

Encadré 1 - Les approches et les types d'évaluation écotoxicologique

L'ÉDÉ a pour objectif de comparer ou de mettre en priorité les mesures à prendre face à une problématique d'un sol contaminé avec plusieurs contaminants.

L'ÉRE préliminaire a pour objectif de vérifier l'absence d'un risque significatif pour la problématique à l'étude **ou encore** de comparer ou de mettre en priorité les mesures à prendre pour une problématique visant un ou plusieurs lieux contaminés avec un ou plusieurs contaminants.

L'ÉRE quantitative vise à caractériser, le plus précisément possible et avec le minimum d'incertitude, le risque lorsque l'ÉRE préliminaire ne démontre pas l'absence de risque significatif. Cette évaluation plus détaillée porte alors sur les récepteurs, les contaminants ou les conditions d'exposition qui ont été identifiés comme problématiques lors de l'ÉRE préliminaire.

L'ÉRE préliminaire vise à vérifier l'absence de risque significatif. Elle permet de dépister les problématiques dans un contexte précis défini à partir de scénarios conservateurs. Elle utilise un minimum de renseignements et de traitement des données. Plus facile et moins coûteuse à réaliser que l'ÉRE quantitative, l'ÉRE préliminaire ne peut cependant quantifier le risque. Ainsi, l'absence d'un risque significatif indique que la problématique à l'étude ne comporte pas de risque écotoxicologique. Par contre, l'impossibilité de démontrer une absence de risque significatif ne permet pas de présumer que la problématique à l'étude comporte un risque écotoxicologique. Pour déterminer si elle représente un risque ou non, on doit alors réaliser une ÉRE quantitative. L'ÉRE quantitative requiert donc une caractérisation du terrain et du risque plus spécifique à la problématique écotoxicologique.

Afin de favoriser l'utilisation adéquate de l'évaluation écotoxicologique dans le contexte d'application de la *Politique*, ce document présente les situations qui peuvent déclencher la tenue soit d'une ÉRE,

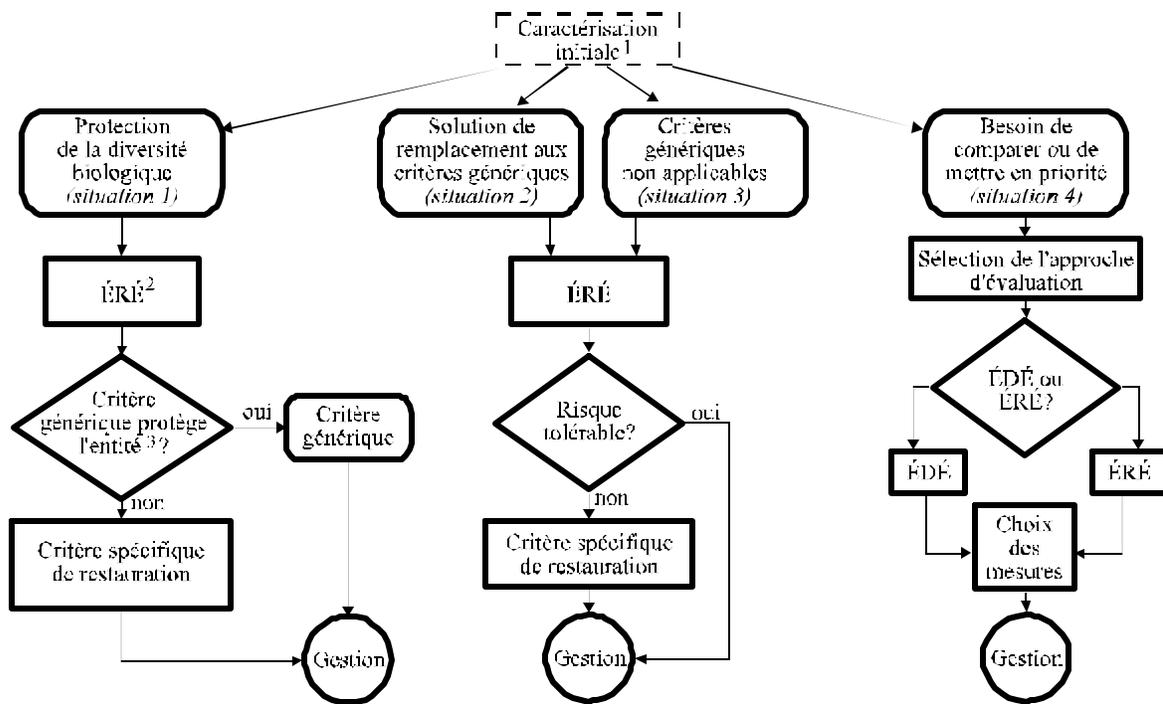
soit d'une ÉDÉ (chapitre 2) ainsi que la démarche générale préconisée pour mener à bien ce type d'évaluation (chapitre 3). Il précise aussi les activités associées à la planification de l'évaluation écotoxicologique (chapitre 4). Les chapitres subséquents présentent l'approche méthodologique pour permettre la réalisation d'une ÉRE préliminaire (chapitre 5) et d'une ÉRE quantitative (chapitre 6). Il est à noter que le chapitre 5 comprend les généralités applicables aux deux stades itératifs de l'ÉRE, alors que le chapitre 6 aborde les éléments propres à une ÉRE quantitative.

Ce document n'aborde pas les aspects méthodologiques propres à la réalisation d'une ÉDÉ. Ceux-ci peuvent être trouvés dans le *Guide méthodologique de l'évaluation du danger écotoxicologique* (CEAEQ, en préparation-a).

CHAPITRE 2

CONTEXTE D'APPLICATION DE L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Plusieurs situations peuvent mener à la réalisation d'une ÉRE ou d'une ÉDÉ. Les renseignements obtenus lors de l'étude de caractérisation (MEF, 1998b), qui constitue la première étape de la procédure générale d'intervention sur un terrain contaminé (MEF, 1998a), permettent de définir en partie ces situations. La situation et l'usage prévu du terrain conditionnent le choix du niveau de protection, en termes de réponses écologiquement significatives, et celui de l'approche d'évaluation écotoxicologique. La section 2.1 précise chacun des éléments du contexte d'application qu'illustre la figure 1, alors que la section 2.2 précise les éléments de gestion du risque écotoxicologique.



¹ Guide de caractérisation des terrains (MEF, 1998b).
² Cette ÉRE se restreint aux récepteurs de l'élément déclencheur lié à la protection de la diversité biologique afin de respecter l'esprit de la *Stratégie de mise en oeuvre au Québec de la Convention sur la diversité biologique* (Gouvernement du Québec, 1996).
³ Entité biologique ou écologique.

FigGure 1 - Contexte d'application de la PÉRE pour les besoins de la Politique

2.1 SITUATIONS MENANT À LA RÉALISATION D'UNE ÉRÉ OU D'UNE ÉDÉ

Quatre situations peuvent mener à l'application de l'évaluation écotoxicologique lorsque la gestion d'un terrain contaminé se fait dans le contexte de la *Politique* :

1. la protection de la diversité biologique;
2. la solution de remplacement aux critères génériques;
3. les critères génériques non applicables;
4. le besoin de comparer ou de mettre en priorité.

Les deux premières situations découlent explicitement des étapes d'estimation et de gestion des impacts et du risque de la stratégie d'intervention du volet réhabilitation de la *Politique*. Les deux dernières situations sont issues des expériences d'application de l'évaluation écotoxicologique réalisées jusqu'à maintenant sur des terrains contaminés. Par ailleurs, les trois premières situations nécessitent la réalisation d'une ÉRÉ, tandis que la dernière peut demander la réalisation d'une ÉRÉ ou d'une ÉDÉ.

Conformément à la *Politique* (voir annexe 2, section 2.1.2 de la *Politique*), l'évaluation du risque écotoxicologique est obligatoire lorsqu'un des éléments déclencheurs suivants liés à la **protection de la diversité biologique** est présent :

- milieux critiques ou sensibles pour la diversité biologique (tourbière, marais, marécage, forêt mature, etc.);
- aires protégées (parc, réserve écologique, habitat et refuge fauniques, etc.);
- espèces menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées, ainsi que leurs habitats.

Dans une telle situation, l'évaluation du risque écotoxicologique est restreinte aux récepteurs liés à la présence effective ou potentielle d'un ou de plusieurs de ces éléments déclencheurs à l'intérieur des limites du terrain ou dans son voisinage. L'évaluation du risque a donc pour objet de s'assurer que l'utilisation des critères génériques permet d'atteindre le niveau de protection nécessaire à la protection de ces récepteurs, et cela, afin de respecter l'esprit de la *Stratégie de mise en oeuvre au Québec de la Convention sur la diversité biologique* (Gouvernement du Québec, 1996).

À l'exception de certaines situations précisées dans la *Politique*, un terrain dont les sols s'avèrent contaminés au-delà des critères génériques peut faire l'objet d'une évaluation du risque afin de confirmer ou d'infirmer l'existence d'un impact ou d'un risque spécifique. Cette situation entraîne la réalisation d'une ÉRÉ dont la caractérisation couvre un à plusieurs récepteurs selon leur possibilité d'exposition et le comportement du ou des contaminants. Cette situation permet de déterminer un critère spécifique de restauration basé sur le risque écotoxicologique comme **solution de remplacement aux critères génériques**.

Deux autres situations peuvent mener à la réalisation d'une évaluation écotoxicologique. Ainsi, aux deux situations précédemment citées (éléments déclencheurs liés à la protection de la diversité

biologique et solution de remplacement aux critères génériques) s'ajoutent les situations suivantes pour lesquelles la réalisation d'une évaluation écotoxicologique peut être considérée :

- **Les critères génériques ne sont pas applicables.** Il s'agit des situations où le terrain est constitué en grande partie par un substrat qui ne peut être considéré comme étant du sol. Il peut également s'agir des situations où il n'y a pas de critère générique pour un ou plusieurs contaminants présents sur un terrain.
- **Le besoin de comparer ou de mettre en priorité.** Dans ce cas, il y a utilisation de l'ÉRE pour comparer différentes technologies de traitement ou différents scénarios d'intervention, ou encore pour mettre en priorité les interventions entre divers terrains ou entre différents secteurs d'un terrain (MEF, 1994a). Lorsqu'il est nécessaire de comparer des technologies de traitement ou de mettre en priorité différents secteurs d'un même terrain, l'ÉDE peut aussi être utilisée en fonction d'autres critères de sélection explicités au chapitre 4, qui présente le processus de planification d'une évaluation écotoxicologique dans le contexte de la *Politique*.

2.2 NIVEAU DE PROTECTION ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE L'ÉRE

Un facteur important lors de la réalisation d'une ÉRE consiste à distinguer, parmi les réponses observées ou potentielles des récepteurs, celles qui présentent un intérêt pour la prise de décision. Il faut juger de la signification écologique de la réponse. La complexité et la diversité des écosystèmes ne permettent pas de définir a priori des seuils de signification écologique applicables quelle que soit la situation. En principe, une réponse présente une signification écologique lorsqu'elle provoque un changement de la structure ou des fonctions de l'écosystème, lorsqu'elle excède la variabilité naturelle de ce système et lorsque ce changement est d'ampleur, d'étendue ou de durée jugées d'importance sociétale (Harwell *et al.*, 1994).

Dans la PÉRE, la situation du contexte d'application et l'usage prévu du terrain conditionnent le choix du niveau de protection en termes de réponses écologiquement significatives. Le niveau de protection sert à déterminer le risque tolérable pour une situation à l'étude. L'établissement du niveau de protection applicable pour un récepteur donné et un terrain contaminé particulier est une activité de gestion du risque (USEPA, 1998). Cependant, les objectifs visés par la *Politique* dictent les orientations prises à cet effet dans la PÉRE. Selon la situation du contexte d'application et l'usage prévu du terrain, deux niveaux de protection sont préconisés : absence ou faible niveau de réponses écologiquement significatives.

Le tableau 1 précise l'objectif, le niveau de protection applicable et l'interprétation des résultats de l'ÉRE pour les quatre situations du contexte d'application. Ces niveaux de protection doivent être transposés en niveaux d'effets ou de réponses écotoxicologiques pour être utilisables lors des évaluations écotoxicologiques. Des précisions à ce sujet sont présentées aux chapitres 5 et 6.

Tableau 1- Éléments du contexte d'application de l'évaluation écotoxicologique

SITUATION 1 : La protection de la diversité biologique
<p>L'<u>objectif de l'ÉRE</u> est de :</p> <p><i>vérifier si l'utilisation des critères génériques accorde aux récepteurs associés à l'élément déclencheur et ceux qui interagissent avec eux (effet indirect) le niveau de protection applicable.</i></p> <p>Le <u>niveau de protection applicable</u> est :</p> <p><i>l'absence de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire l'absence de changement structurel ou fonctionnel excédant la variabilité naturelle.</i></p> <p>L'<u>interprétation des résultats de l'ÉRE</u> se fait comme suit :</p> <ul style="list-style-type: none">– <i>Si la protection est adéquate</i>, l'approche d'intervention basée sur les critères génériques demeure effective. <p>Puisque dans cette situation l'ÉRE s'intéresse spécifiquement à l'impact potentiel de la contamination d'un terrain sur un nombre limité de récepteurs par rapport à l'ensemble des récepteurs pouvant se trouver sur ou à proximité de ce terrain, elle ne peut être utilisée pour justifier le non-respect des critères génériques.</p> <ul style="list-style-type: none">– <i>Si la protection est inadéquate</i> et que l'utilisation des critères génériques ne permet pas d'atteindre le niveau de protection applicable, un critère spécifique de restauration plus sévère permettant de protéger adéquatement les récepteurs est généré. Ce critère spécifique est basé sur le risque écotoxicologique et est spécifique aux récepteurs, au terrain et aux environs.
SITUATION 2 : La solution de remplacement aux critères génériques
SITUATION 3 : Les critères génériques non applicables
<p>L'<u>objectif de l'ÉRE</u> est de :</p> <p><i>déterminer si le risque écotoxicologique est tolérable.</i></p> <p>Le <u>niveau de protection applicable</u> est :</p> <ul style="list-style-type: none">– Pour l'usage résidentiel, récréatif ou institutionnel <p><i>l'absence de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire l'absence de changement structurel ou fonctionnel excédant la variabilité naturelle.</i></p> <ul style="list-style-type: none">– Pour l'usage commercial ou industriel <p><i>un faible niveau de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire un faible changement structurel ou fonctionnel pouvant excéder la variabilité naturelle mais ne mettant pas en cause la pérennité des récepteurs.</i></p>

L'interprétation des résultats de l'ÉRE se fait comme suit :

- Si le risque est tolérable, il n'y a pas d'intervention sur la base de l'évaluation écotoxicologique;
- Si le risque n'est pas tolérable, il y a génération d'un critère spécifique de restauration basé sur le risque écotoxicologique.

SITUATION 4 : Le besoin de comparer ou de mettre en priorité

L'objectif de l'ÉRE ou de l'ÉDE est de :

déterminer le cas qui présente le plus grand risque ou danger écotoxicologique afin d'orienter préférentiellement l'action vers ce dernier.

Il n'y a pas de niveau de protection applicable a priori.

L'interprétation des résultats de l'ÉRE ou de l'ÉDE se fait comme suit :

Choix de l'élément classé au premier rang selon le classement décroissant des résultats de l'évaluation.

CHAPITRE 3

DÉMARCHE GÉNÉRALE DE L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

Cette section présente les éléments constituant la démarche générale de l'évaluation écotoxicologique ainsi que les intervenants associés à son application. Les éléments de la démarche générale sont de deux ordres : la planification et l'évaluation écotoxicologique proprement dite (figure 2).

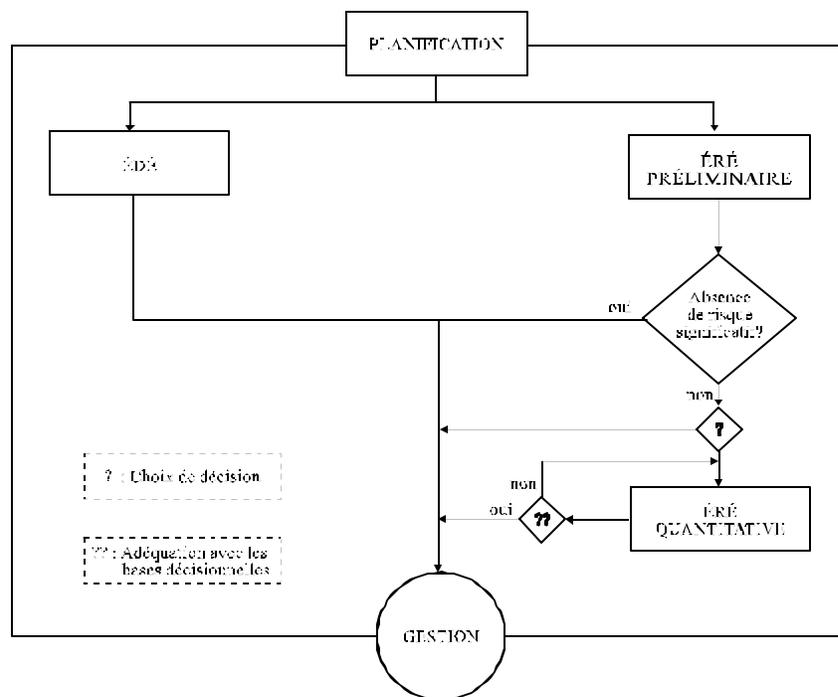


Figure 2 - Démarche générale de l'évaluation écotoxicologique

3.1 PLANIFICATION

La planification initie la démarche générale et relève de la gestion. Pour ce faire, elle établit la problématique à l'intérieur de laquelle s'inscrit l'évaluation écotoxicologique ainsi que les bases de cette évaluation. Pour établir la problématique, la planification doit couvrir l'ensemble des préoccupations écotoxicologiques associées à un terrain contaminé. C'est donc dans la planification que sont définies explicitement les questions auxquelles l'évaluation écotoxicologique doit répondre.

Pour chacune de ces questions, la planification définit les bases de l'évaluation qui servent à déterminer si l'approche d'évaluation retenue doit être basée sur le risque ou sur le danger. C'est également à la planification que sont identifiés les récepteurs qui doivent être considérés lors de l'évaluation en fonction de la problématique établie.

Finalement, la planification définit les éléments de gestion qui balisent l'évaluation écotoxicologique, notamment les considérations d'ordre technique, politique et social ainsi que les ressources humaines et financières disponibles et les échéanciers applicables.

3.2 ÉVALUATION

La réalisation d'une ÉDÉ ou d'une ÉRÉ requière des activités relevant de la gestion et de l'évaluation. Incidemment, bien qu'ayant des fonctions distinctes, l'interaction entre les équipes de gestion et d'évaluation doit occuper une place importante lors de la réalisation de l'évaluation écotoxicologique (CRAM, 1997a et b).

L'ensemble du processus d'évaluation réalisé dans l'ÉDÉ est expliqué dans le *Guide méthodologique de l'évaluation du danger écotoxicologique* (CEAEQ, en préparation-a) et n'est pas abordé dans cette procédure.

Pour l'ÉRÉ, l'ensemble du processus d'évaluation peut être représenté en six phases linéaires de réalisation (figure 3). Ces phases définissent et ordonnent les éléments essentiels à couvrir au cours de l'évaluation. Ainsi, on s'assure que les considérations émanant de la planification sont prises en compte. Ces phases sont expliquées dans la section suivante.

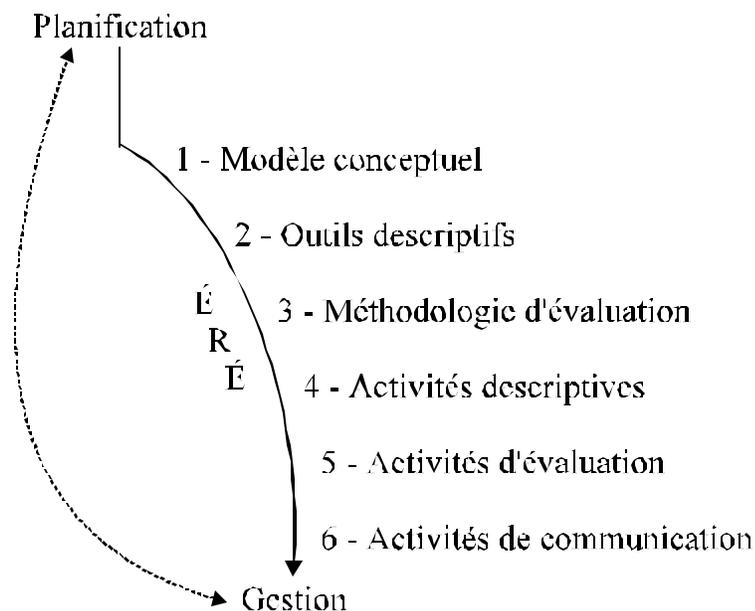


Figure 3 - Phases de réalisation de l'ÉRÉ

3.2.1 PHASES DE RÉALISATION DE L'ÉRE

- La première phase de réalisation d'une ÉRE contribue à élaborer le **modèle conceptuel** écotoxicologique du terrain à l'étude. Elle est sous la responsabilité de l'équipe d'évaluation. L'élaboration du modèle conceptuel découle d'un examen des renseignements existants susceptibles de situer la problématique dans un contexte écotoxicologique et d'une analyse logique de celle-ci en termes de contamination et de récepteurs. Ce modèle conduit à la formulation des hypothèses sur les mécanismes de perturbation potentielle des récepteurs.
- La seconde phase établit des **outils descriptifs** qui sont nécessaires pour l'évaluation. Elle est sous la responsabilité partagée de l'équipe d'évaluation et de l'équipe de gestion. Lors de cette phase, les outils scientifiques et techniques disponibles pour vérifier les hypothèses formulées à la phase précédente sont identifiés et ajustés en tenant compte des bases décisionnelles.
- La troisième phase de réalisation élabore la **méthodologie d'évaluation**. On y définit la façon dont les outils descriptifs sont intégrés dans un scénario spécifique et les éléments de contrôle qui sont appliqués en vue de dégager et d'interpréter les résultats de l'évaluation.
- La quatrième phase réalise les **activités descriptives** appuyant l'évaluation. Elle regroupe l'ensemble des travaux menant à l'obtention des renseignements nécessaires à la conduite de la phase subséquente.
- La cinquième phase accomplit les **activités d'évaluation** proprement dites. Ces activités ont pour but de traiter systématiquement les renseignements provenant de la phase précédente selon la méthodologie d'évaluation élaborée lors de la troisième phase de manière à générer et à interpréter les résultats de l'évaluation.
- Finalement, la sixième phase vise les **activités de communication** des résultats de l'évaluation aux responsables de la gestion. La clarté et la transparence dans la présentation et le transfert des résultats sont les principes qui régissent cette phase.

3.2.2 ITÉRATION ENTRE L'ÉRE PRÉLIMINAIRE ET QUANTITATIVE

Comme mentionné précédemment, l'ÉRE a deux stades itératifs : l'ÉRE préliminaire et l'ÉRE quantitative. L'ÉRE préliminaire permet d'estimer, sur une échelle relative, la possibilité qu'un effet toxicologique puisse affecter un récepteur. Elle est caractérisée par l'utilisation de méthodes d'intégration qualitatives ou quantitatives simples et repose principalement sur les données des ouvrages de référence ainsi que sur celles déjà recueillies. Ce stade d'évaluation qualitatif est donc plus descriptif que prédictif. L'ÉRE préliminaire peut également être utilisée dans un contexte de comparaison ou de mise en priorité.

Dans les autres cas, lorsque l'ÉRE préliminaire est terminée, les responsables de l'évaluation et de la gestion doivent juger conjointement de son adéquation aux bases décisionnelles définies spécifiquement pour celle-ci. Si l'étude est adéquate et démontre une absence de risque significatif, cette évaluation se termine par la rédaction d'un rapport final d'ÉRE. Sinon, elle peut soit s'arrêter à ce point et être utilisée pour générer les critères spécifiques de restauration nécessaires, soit se

poursuivre (itération préliminaire-quantitative) par la réalisation d'une ÉRÉ quantitative portant sur les aspects ciblés lors de l'ÉRE préliminaire.

Par ailleurs, l'ÉRE quantitative permet d'estimer la probabilité qu'un effet néfaste affecte un récepteur. Elle est caractérisée par l'utilisation de méthodes d'intégration quantitatives qui peuvent être relativement complexes et repose généralement sur la collecte de données spécifiques ainsi que sur l'utilisation de modèles prédictifs.

Lorsque l'ÉRE quantitative est terminée, les responsables de l'évaluation et de la gestion évaluent conjointement son adéquation aux bases décisionnelles définies spécifiquement pour celle-ci. Si l'étude est adéquate, l'évaluation s'arrête à ce point avec la rédaction d'un rapport final d'ÉRE. Sinon, l'évaluation se poursuit jusqu'à l'adéquation avec les bases décisionnelles. Elle porte dans ce cas sur les éléments d'incertitude qui demeurent en fonction des bases décisionnelles. Après le dépôt du rapport final d'ÉRE, si le risque n'est pas tolérable, un ou plusieurs critères spécifiques de restauration doivent être élaborés sur la base de l'ÉRE.

Ainsi, selon cette démarche générale, chaque stade de l'ÉRE est élaborée selon les besoins de gestion spécifique au terrain contaminé à l'étude et à partir des renseignements déjà disponibles sur ce terrain (étude de caractérisation, ÉDE, ÉRE antérieure). Elle constitue par son caractère itératif et ses points de décision entre chaque stade (adéquation ou non aux bases décisionnelles) une progression allant d'une évaluation qualitative vers une évaluation quantitative de plus en plus détaillée de manière à fournir des renseignements suffisants et utiles au processus de gestion du terrain contaminé. Cette démarche rejoint les recommandations de la Commission sur l'évaluation et la gestion du risque des États-Unis (CRAM, 1996, 1997a et b).

3.2.3 FONDEMENT DE L'ÉRE

La réalisation d'une ÉRE repose sur deux notions fondamentales : les **valeurs écotoxicologiques** et la **signification écologique**.

Les valeurs écotoxicologiques se définissent comme des éléments essentiels à considérer tout au long de l'évaluation. En ÉRE, elles servent plus particulièrement à orienter la recherche des renseignements existants et l'élaboration du modèle conceptuel, qui schématise la dynamique des contaminants et des récepteurs, ainsi que la formulation des hypothèses qui en découlent.

Ainsi, ces valeurs se réfèrent aux quatre éléments usuels en écotoxicologie (encadré 2), soit :

- une connaissance approfondie des phénomènes de **contamination**;
- une caractérisation des **récepteurs**;
- une analyse des **réponses** directes et indirectes causées par la présence de contaminants disponibles;
- une connaissance du potentiel de **récupération** des récepteurs.

Encadré 2 - Valeurs écotoxicologiques considérées lors d'une ÉRÉ

CONTAMINATION	– Nature de la contamination
	– Importance de la contamination
	– Comportement environnemental des contaminants (persistance, mobilité, bioaccumulation)
RÉCEPTEURS	– Groupe taxonomique
	– Niveau d'organisation biologique
RÉPONSES	– Effets sur le récepteur (individu, population, communauté)
RÉCUPÉRATION	– Capacité
	– Délai

Pour sa part, la signification écologique repose sur deux types de considérations :

– **Les considérations écologiques**

Celles-ci se basent sur le principe que les composantes d'un écosystème peuvent être affectées différemment par un même agent stresser. Les principales considérations écologiques sont les suivantes : la variabilité, la réversibilité, l'échelle spatiale, l'échelle temporelle et l'amplitude (encadré 3).

Tout au long de l'évaluation, l'équipe d'évaluation doit tenir compte des considérations écologiques (i.e. pour le choix et l'élaboration des outils techniques et scientifiques lors de l'élaboration du modèle conceptuel et de la définition des outils descriptifs, pour la génération des données lors des activités descriptives ainsi que pour leur interprétation lors des activités d'évaluation).

– **Les considérations sociales**

Celles-ci découlent généralement des pratiques de gestion environnementale du risque ainsi que des lois, des règlements ou de tout autre document officiel s'appliquant dans une situation particulière. Le statut du ou des récepteurs ainsi que l'usage effectif ou prévu du terrain et de ses environs représentent les principales considérations sociales véhiculées par la *Politique*. Il est à noter que les considérations liées à l'usage du terrain sont déjà incorporées à la définition des niveaux de protection. Contrairement aux considérations écologiques, les considérations sociales sont établies par l'équipe de gestion lors de la planification (chapitre 4).

Encadré 3 - Critères de signification écologique

VARIABILITÉ

Tous les paramètres d'un écosystème varient de façon naturelle. Or, la nature de ces variations est, dans le temps et dans l'espace, spécifique à chaque paramètre considéré. On doit donc se demander si les modifications observées ou attendues du paramètre d'évaluation, attribuables à l'agent stressant, peuvent être distinguées de la variabilité naturelle. L'équipe d'évaluation doit faire preuve de jugement professionnel dans la prise en compte de la variabilité naturelle puisque souvent cette dernière n'est pas connue.

RÉVERSIBILITÉ

La réversibilité de la réponse revêt une importance primordiale dans l'interprétation de sa signification écologique. Elle doit être abordée sous l'angle de l'agent stressant (ex. : source d'émission et persistance de l'agent stressant) et de l'écosystème en cause (ex. : biologie du récepteur - durée du cycle de vie et âge à la maturité; dynamique interspécifique et trophique des populations). Les échelles spatiale et temporelle considérées conditionnent l'interprétation de la réversibilité.

ÉCHELLE SPATIALE

La signification écologique d'une réponse est généralement proportionnelle à la superficie où elle se manifeste. Cette relation découle principalement de la diminution du potentiel de récupération de l'écosystème associée à l'augmentation de la superficie où la réponse se manifeste. L'échelle spatiale peut être considérée sous l'angle de la superficie absolue (km²), de la superficie relative (%) ou du niveau de fragmentation de l'écosystème.

ÉCHELLE TEMPORELLE

Un écosystème est constitué de processus très rapides se produisant simultanément à d'autres beaucoup plus lents. La signification écologique de la réponse dépend alors du rapport entre la vitesse du changement induit par l'agent stressant et la vitesse intrinsèque du processus. Un autre aspect lié à ce critère touche au décalage possible de la réponse lorsqu'un agent stressant provoque une série de changements en cascade (réponses indirectes). Cet aspect est important lorsqu'on désire considérer les réponses à long terme.

AMPLITUDE DE LA RÉPONSE

L'amplitude de la réponse doit être abordée relativement à sa variabilité naturelle. Elle constitue une indication de la sévérité de la réponse.

Ainsi, les valeurs écotoxicologiques orientent plus particulièrement les deux premières phases de réalisation de l'ÉRÉ alors que la signification écologique conditionne principalement les phases suivantes.

L'ÉRÉ repose beaucoup sur le jugement professionnel, surtout dans l'ÉRÉ préliminaire où peu de données sont générées. Ces deux notions fondamentales doivent s'intégrer continuellement au jugement professionnel conditionnant la réalisation et l'interprétation des résultats de l'ÉRÉ. De plus, l'équipe de gestion doit considérer ces deux notions fondamentales dans l'interprétation des résultats

de l'ÉRE pour en faire une appréciation adéquate de l'acceptabilité du risque et de la signification des effets provoqués par la source de stress.

3.3 INTERVENANTS À L'INTÉRIEUR DE LA DÉMARCHE

L'équipe d'évaluation et l'équipe de gestion sont les intervenants qui interagissent tout au long de la démarche générale.

L'équipe d'évaluation regroupe les intervenants qui assument les charges scientifiques et les activités rattachées directement à l'évaluation. Il s'agit généralement d'un groupe appartenant à l'organisation du promoteur ou d'un groupe de consultants mandaté par le promoteur. L'équipe de gestion, quant à elle, regroupe les intervenants qui assument les responsabilités fonctionnelles et décisionnelles propres à la situation faisant l'objet de l'évaluation. Il s'agit du promoteur et de la direction régionale visée du MEF, cette dernière pouvant être appuyée par les unités centrales touchées. Finalement, le Groupe conseil en évaluation écotoxicologique¹ (GCÉÉ) agit comme conseiller en évaluation auprès de l'équipe de gestion et valide les études. Ces intervenants agissent à différents niveaux et ont chacun des tâches et des rôles spécifiques.

¹ Le GCÉÉ est sous la responsabilité de la division Écotoxicologie et évaluation du CEAEQ. On peut joindre le GCÉÉ au numéro de téléphone (418) 643-0798.

CHAPITRE 4

PLANIFICATION

Le but de la planification est de définir l'**objectif général** permettant de préciser les besoins de gestion en termes d'évaluation écotoxicologique pour un terrain contaminé donné (figure 4). La planification se termine par la production d'un compte rendu de planification.

La planification fait intervenir l'équipe de gestion et vise l'obtention d'un consensus sur les besoins de gestion. L'équipe de gestion doit entretenir un lien dynamique avec l'équipe d'évaluation afin de définir les besoins de gestion sur une base compatible aux activités d'évaluation écotoxicologique.

Le niveau d'effort devant être consacré à la planification doit être ajusté selon l'ampleur de la problématique à l'étude. Par exemple, dans le cas d'un terrain de petite dimension situé en milieu urbain, la planification n'exige pas nécessairement beaucoup d'effort de la part des responsables de la gestion du terrain contaminé. Quoi qu'il en soit, plus la planification est réalisée consciencieusement, plus l'ÉRÉ réalisée est utile au processus de gestion du terrain.

Les pages qui suivent présentent les étapes et les activités liées à la clarification des besoins de gestion et à la formulation de l'objectif général. L'annexe 1 renferme un formulaire type pouvant être utilisé pour produire un compte rendu de l'exercice de planification.

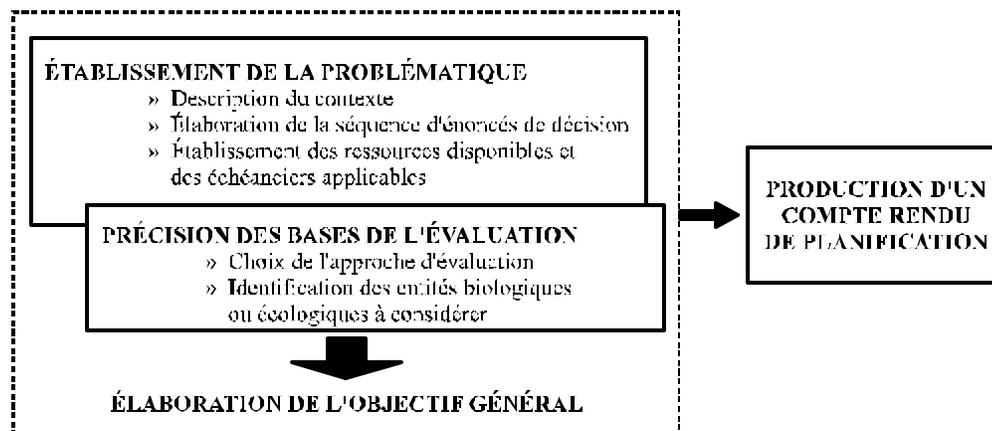


Figure 4 - Étapes de réalisation de la planification

ÉTAPE 1 ÉTABLISSEMENT DE LA PROBLÉMATIQUE

Cette première étape de la planification vise à décrire et à analyser la problématique associée au terrain contaminé à l'étude.

La problématique s'établit sur la base de la caractérisation initiale du terrain (MEF, 1998b), de la situation en jeu (chapitre 2, section 2.1) et des facteurs techniques, économiques, sociaux et politiques pertinents. Elle comporte trois activités, soit :

- **la description du contexte;**
- **l'élaboration de la séquence d'énoncés de décision;**
- **l'établissement des ressources disponibles et des échéanciers applicables.**

Ces trois activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Activité 1.1 Description du contexte

Cette première activité consiste à dégager l'objet de l'évaluation. Le niveau d'effort consacré à la description du contexte doit être ajusté selon l'impact potentiel des décisions qui seront prises concernant le terrain à l'étude. Les aspects suivants doivent être abordés :

- expliquer en quoi la caractérisation initiale justifie la réalisation d'une évaluation écotoxicologique et identifier quelle(s) situation(s) correspond(ent) à la problématique à l'étude (chapitre 2, section 2.1);
- identifier précisément les éléments de gestion pertinents à la problématique. Il est question ici d'éléments tels que le contexte juridique (lois, règlements et outils juridiques applicables), le contexte socio-économique (les organismes et les individus associés ou intéressés à l'évaluation), les considérations politiques entourant l'évaluation, le contexte financier (sources et niveau de financement) et le contexte technologique (disponibilité de technologies d'intervention). Dans certains cas, il peut être utile, voire nécessaire, de consulter les différents intervenants associés ou intéressés par la problématique;
- examiner les études antérieures relatives au terrain à l'étude ou à une problématique similaire afin de s'assurer que le contexte est compris adéquatement;
- établir les échelles spatiale et temporelle de la problématique à l'étude lorsqu'elles sont connues.

Activité 1.2 Élaboration de la séquence d'énoncés de décision

L'objet de cette seconde activité est de définir les **énoncés de décision** qui permettent de solutionner le problème sur une base écotoxicologique. Un énoncé de décision fait le lien entre une question à laquelle l'évaluation écotoxicologique doit répondre et les mesures qui peuvent être entreprises sur la base des résultats de cette évaluation, le tout conformément à la *Politique*.

Selon l'objet de la problématique à l'étude, il n'y a pas nécessairement réalisation d'une seule évaluation écotoxicologique et celle-ci ne conduit pas nécessairement directement à la détermination d'un critère spécifique de restauration basé sur le risque ou au classement d'éléments comparés ou mis en priorité. En effet, il peut être question, par exemple, de comparer des technologies sur la base du niveau de risque résiduel après traitement des sols contaminés. On peut également vouloir

déterminer si la situation à l'étude nécessite une décontamination et à quel niveau et par la suite de déterminer quelles technologies permettraient d'atteindre ce niveau. Ainsi, la problématique à l'étude peut exiger différentes évaluations écotoxicologiques selon une séquence de questions à laquelle celles-ci doivent répondre et qui sont particulières au contexte décrit dans l'activité précédente.

Cette seconde activité permet donc de préciser la séquence des questions et réponses, les points de décision et les mesures à réaliser, le tout selon un enchaînement logique. L'annexe 2 présente des renseignements complémentaires sur cette activité ainsi qu'un exemple d'élaboration d'une séquence d'énoncés de décision.

Activité 1.3 Établissement des ressources disponibles et des échéanciers applicables

La dernière activité de cette étape consiste à préciser le contexte budgétaire prévu pour réaliser la séquence question-réponse-mesure évoquée dans les énoncés de décision. Un calendrier qui fixe les échéances incontournables et souhaitables de cette séquence est également élaboré à ce niveau.

ÉTAPE 2 PRÉCISION DES BASES DE L'ÉVALUATION

Cette deuxième étape de la planification précise certaines exigences relatives à l'évaluation en fonction de la problématique établie précédemment et de tout autre besoin de gestion. Cette étape comporte deux activités, soit :

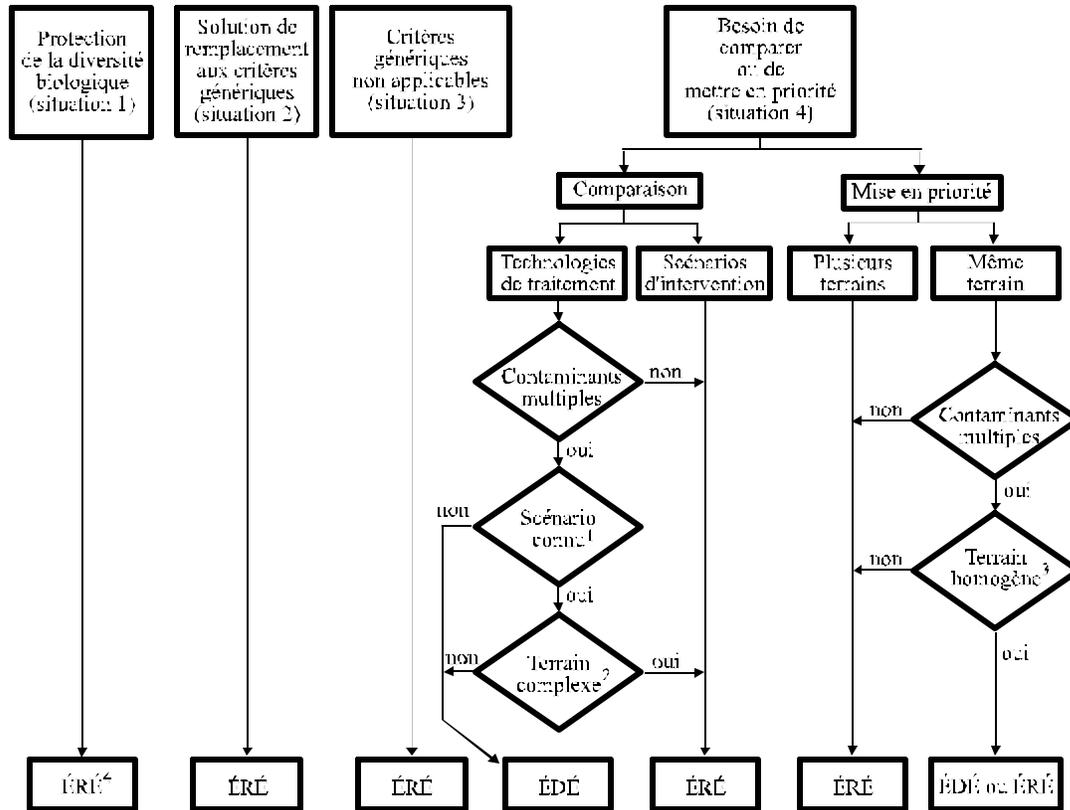
- **le choix de l'approche d'évaluation;**
- **l'identification des entités biologiques ou écologiques à considérer.**

Ces deux activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Activité 2.1 Choix de l'approche d'évaluation

Cette activité consiste à déterminer l'approche d'évaluation écotoxicologique la plus appropriée. Ce choix est implicitement dicté par la situation ayant initié la démarche d'évaluation écotoxicologique (figure 5).

Les trois premières situations du contexte d'application exigent la réalisation d'une évaluation basée sur le risque (ÉRE). La quatrième situation exige aussi une ÉRE lorsqu'il est nécessaire de comparer les scénarios d'intervention ou de mettre en priorité plusieurs terrains. Toutefois, s'il faut comparer des technologies de traitement ou mettre en priorité différents secteurs d'un même terrain, le choix de l'approche est alors fonction de critères de sélection relevant de la problématique à l'étude, comme indiqué à la figure 5. Ainsi, l'ÉDE se prête bien aux situations où les bases de comparaison sont similaires et lorsque l'évaluation ne prend pas en compte les éléments spécifiques au terrain à l'étude.



- ¹ Scénario de gestion connu et pertinent à la problématique.
- ² Terrain qualifié de complexe en termes de milieux physiques et de récepteurs.
- ³ Terrain qualifié d'homogène en termes géologiques, topographiques, hydrographiques, etc.
- ⁴ Cette ÉRC se limite aux récepteurs visés par les éléments déclencheurs liés à la protection de la diversité biologique.

Figure 5 - Choix des approches d'évaluation en fonction des situations du contexte d'application (chapitre 2, section 2.1)

Activité 2.2 Identification des entités biologiques ou écologiques à considérer

Cette activité permet de déterminer a priori si des entités biologiques ou écologiques doivent être considérées explicitement lors de l'évaluation. Ainsi, lors de la situation 1 (protection de la diversité biologique), les entités visées par les éléments déclencheurs sont connues et doivent être identifiées clairement dès la planification. Pour les autres situations, des facteurs sociaux, politiques ou économiques peuvent motiver l'équipe de gestion à identifier des entités biologiques ou écologiques dont la présence peut susciter une préoccupation particulière.

ÉTAPE 3 ÉLABORATION DE L'OBJECTIF GÉNÉRAL

L'objectif général, qui découle des deux premières étapes de la planification, doit définir les résultats attendus au terme de l'évaluation. Il sert de guide, tant à l'équipe d'évaluation qu'à l'équipe de gestion, afin de centrer l'évaluation sur les besoins de gestion.

L'objectif général de l'évaluation se construit en intégrant les éléments suivants :

- la séquence d'énoncés de décision;
- les approches d'évaluation écotoxicologique retenues;
- les échéances incontournables.

Voici un exemple d'objectif général :

À l'aide d'une ÉRÉ, déterminer si la contamination du terrain entraîne, dans les limites du terrain ou dans ses environs, le non-respect du niveau de protection associé à un parc urbain et exige la génération d'un critère spécifique de restauration. Si oui, déterminer, sur la même base, le niveau maximum de contamination du terrain permettant de respecter, dans les limites du terrain et dans ses environs, ce niveau de protection. Les travaux d'ÉRÉ devront être réalisés au plus tard à l'intérieur d'une période de quatre mois à partir de cette date.

Selon la complexité de la séquence d'énoncés de décision, l'objectif général peut comprendre différents objectifs spécifiques selon les approches d'évaluation retenues, les points de décision et les échéanciers applicables à chaque séquence.

ÉTAPE 4 PRODUCTION D'UN COMPTE RENDU DE PLANIFICATION

Le résultat du consensus auquel en sont arrivés les responsables de la gestion concernant leurs besoins relatifs à l'évaluation écotoxicologique doit être consigné à l'intérieur d'un compte rendu de planification. Celui-ci constitue le mandat qui est confié à l'équipe d'évaluation. Il doit être clair, précis et complet afin de favoriser la réalisation d'une évaluation écotoxicologique adéquate. Un formulaire simplifié guidant la production du compte rendu de planification est présenté à l'annexe 1.

Le compte rendu de planification doit présenter, de manière succincte, les éléments pertinents de la problématique, les bases de l'évaluation ainsi que l'objectif général retenu. Les renseignements suivants doivent s'y trouver :

- description concise du contexte;
- séquence d'énoncés de décision;
- ressources disponibles et échéanciers applicables;
- approches d'évaluation retenues;
- entités biologiques ou écologiques à considérer;
- objectif général.

Lorsqu'il est terminé, le compte rendu de planification est transféré à l'équipe d'évaluation qui peut alors initier les phases de réalisation de l'évaluation écotoxicologique.

CHAPITRE 5

PHASES DE RÉALISATION D'UNE ÉRÉ PRÉLIMINAIRE

Une ÉRÉ préliminaire a pour objectif de vérifier l'absence de risque significatif pour la problématique à l'étude ou encore de comparer ou de mettre en priorité les mesures à prendre pour une problématique visant un ou plusieurs lieux contaminés avec un ou plusieurs contaminants.

Elle permet de dépister les situations problématiques dans un contexte précis défini à partir de scénarios conservateurs. Elle peut conduire à conclure qu'il y a absence de risque et l'évaluation se termine. Autrement, elle peut conduire à la génération d'un critère spécifique de restauration ou être suivie d'une ÉRÉ quantitative.

L'ÉRÉ se réalise en six phases linéaires. Ce chapitre présente les généralités applicables à ces six phases ainsi que les particularités de l'ÉRÉ préliminaire.

PHASE 1 - MODÈLE CONCEPTUEL

Cette première phase a pour but de générer un modèle conceptuel écotoxicologique du terrain à l'étude et de ses environs. De ce modèle peuvent être formulées des hypothèses de perturbation. Le modèle conceptuel écotoxicologique consiste en une représentation du système environnemental à l'étude incluant les processus chimiques, physiques et biologiques qui déterminent la transformation des contaminants ainsi que leur transport, de la source de contamination jusqu'aux récepteurs. Il est essentiel à la détermination des voies d'exposition et des réponses écotoxicologiques potentielles des récepteurs (ASTM, 1995).

Les travaux de cette phase sont basés sur les renseignements et les données déjà disponibles ainsi que sur des relevés qualitatifs de terrain. Normalement, aucune activité de caractérisation additionnelle du terrain n'est requise. Le niveau de détail du modèle conceptuel doit être conséquent avec la complexité du terrain à l'étude et la disponibilité des renseignements et des données s'y rapportant.

Le développement du modèle conceptuel oriente la suite de l'ÉRÉ. Il est donc essentiel de clairement identifier les incertitudes qui lui sont associées afin de déterminer celles qui doivent être intégrées au plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI) lors de la phase 3 (activité 1.3).

L'élaboration du modèle conceptuel requiert trois étapes (figure 6), soit :

- **L'ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS**, qui vise l'étude détaillée des renseignements disponibles et susceptibles de situer la problématique et les besoins dans un contexte écotoxicologique;
- **L'ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL**, qui résulte d'une analyse logique de la situation en termes de contamination et de récepteurs;
- **la FORMULATION DES HYPOTHÈSES**, sur les mécanismes de perturbation potentielle des récepteurs qui découle de l'analyse du modèle conceptuel.

L'élaboration du modèle conceptuel s'effectue en général à partir de trois sources principales de renseignements. Elle est tout d'abord initiée sur la base des renseignements contenus dans le compte rendu de planification transféré à l'équipe d'évaluation par l'équipe de gestion. Le rapport de l'étude de caractérisation du terrain (MEF, 1998b), qui décrit l'historique de la contamination, les conditions environnementales et les composantes écologiques, constitue la seconde source de renseignements privilégiés pour cette première phase de réalisation d'une ÉRÉ préliminaire. Finalement, l'élaboration du modèle conceptuel est achevée à l'aide des données disponibles dans les ouvrages de référence en soutien direct ou indirect avec la problématique à l'étude.

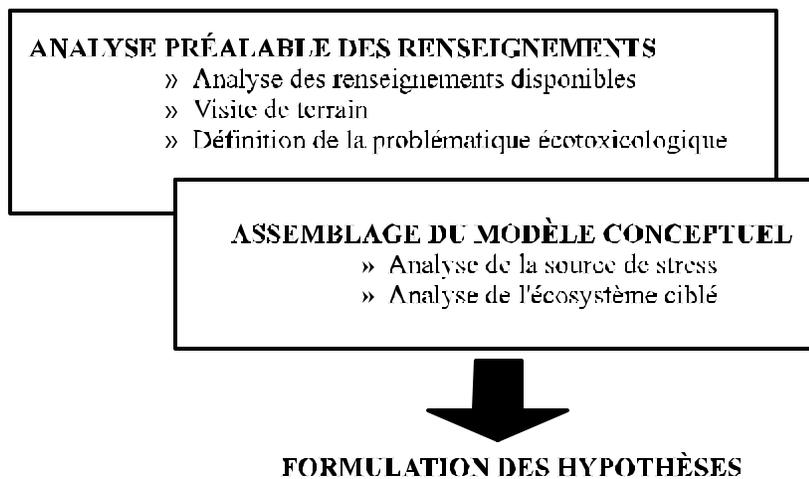


Figure 6 - Schéma des étapes et activités de la phase 1

ÉTAPE 1 ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS

L'analyse préalable regroupe l'ensemble des activités qui examinent les données existantes susceptibles de situer la problématique dans un contexte écotoxicologique. Elle vise à cerner les besoins par l'entremise de trois activités, soit :

- **l'analyse des renseignements disponibles;**
- **la visite de terrain;**

– **la définition de la problématique écotoxicologique.**

Ces trois activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Activité 1.1 Analyse des renseignements disponibles

Cette activité consiste à répertorier et à examiner les renseignements disponibles qui se trouvent dans :

- le rapport de l'étude de caractérisation du terrain;
- le compte rendu de planification;
- les rapports techniques antérieurs sur la problématique à l'étude;
- les études connexes sur la caractérisation de l'environnement immédiat;
- les ouvrages scientifiques de référence;
- les schémas d'aménagement des MRC;
- toute autre source appropriée.

Cette analyse doit se centrer sur la qualité, la pertinence et l'exhaustivité des renseignements trouvés. La qualité se réfère à des éléments associés à la source de renseignements (ex. : documents primaires ou secondaires), à sa représentativité (ex. : échantillonnage, génération, traitement) et à sa documentation (ex. : plan d'assurance et de contrôle de la qualité). La pertinence aborde l'adéquation des renseignements avec la problématique et les bases de l'évaluation définies lors de la planification (chapitre 4) ainsi qu'avec le terrain à l'étude (ex. : limites spatiales, types d'habitats). Finalement, l'exhaustivité s'intéresse au niveau de détail des renseignements ainsi qu'à l'identification des données manquantes.

Activité 1.2 Visite de terrain

La visite de terrain sert à corroborer ou à ajuster les renseignements disponibles. Elle doit être effectuée à la suite de l'analyse des renseignements disponibles de façon à pouvoir la planifier adéquatement. L'équipe chargée de la visite de terrain doit être constituée selon les besoins de renseignements pressentis.

C'est lors de cette activité que les relevés qualitatifs de terrain sont effectués. Le rapport de visite de terrain doit rendre compte de la contamination apparente ainsi que de la localisation, de la superficie, des grands aménagements et des caractéristiques physionomiques du terrain et de ses environs (ex. : relief, drainage, couvert végétal et activité animale). Les observations sur des espèces végétales ou animales ainsi que les signes de stress y sont aussi présentés. Le formulaire à l'annexe 3 présente une liste de descripteurs utiles à la visite de terrain.

Activité 1.3 Définition de la problématique écotoxicologique

Cette activité intègre les renseignements recueillis aux activités précédentes afin d'établir la problématique écotoxicologique du terrain contaminé à l'étude.

L'équipe d'évaluation compile et commente les données recueillies en fonction des considérations suivantes :

- **LA SOURCE** - tout renseignement relatif à l'historique, à la nature ainsi qu'à l'étendue de la contamination dans le sol (superficiel et profond), dans l'eau souterraine et l'eau de surface, dans l'air et dans le biote :
 - activités passées et présentes;
 - procédés industriels;
 - zones d'utilisation du terrain;
 - aménagements sur le terrain;
 - localisation, limites et volume de la source;
 - durée et taux d'émission des contaminants;
 - contaminants et concentrations au niveau de la source;
 - etc.
- **L'AGENT STRESSEUR** - tout renseignement sur les contaminants et leur importance relative (ex. : concentration constatée ou estimée vs bruit de fond et concentration naturelle, toxicité, persistance);
- **L'ÉCOSYSTÈME** - tout renseignement décrivant et fixant les limites spatiales de l'écosystème à risque (ex. : cartographie écologique, inventaires écologiques);
- **LE RÉCEPTEUR** - tout renseignement sur les entités biologiques ou écologiques observées ou potentiellement présentes sur le terrain;
- **LA RÉPONSE APPRÉHENDÉE** - tout renseignement sur les réponses écotoxicologiques appréhendées liées à l'agent stressueur.

Cette activité doit mettre en évidence les renseignements disponibles en fonction de la problématique définie. Elle doit préciser :

- les biais et les difficultés relatifs aux renseignements disponibles;
- les besoins de renseignements supplémentaires;
- les moyens pour obtenir les renseignements manquants (inventaire, caractérisation).

La synthèse des résultats de cette activité peut être présentée sous une forme similaire à celle du formulaire de l'annexe 4.

Cette étape se termine par une analyse des exigences présentées par l'équipe de gestion dans le compte rendu de planification. Cette analyse est nécessaire pour clarifier et ajuster les besoins de gestion. La fiche synthèse présentée à l'annexe 5 regroupe les éléments de clarification qui peuvent alors être abordés avec l'équipe de gestion. Chaque élément peut être commenté en fonction de la synthèse précédente (annexe 4). Cette activité doit cibler les éléments de l'ÉRÉ qui exigeront un effort supplémentaire ou une attention particulière. Si nécessaire, elle conduit à la rédaction d'un addenda au compte rendu de planification.

ÉTAPE 2 ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL

Le modèle conceptuel résulte d'une analyse logique de la situation à l'étude en termes de contamination et de récepteurs. L'assemblage du modèle conceptuel doit adopter une démarche systématique. Son niveau de précision est fonction du problème à l'étude ainsi que de la quantité et de la qualité des renseignements disponibles.

Le modèle conceptuel doit schématiser et décrire les liens possibles entre le déplacement de l'agent stressant dans l'écosystème et les réponses attendues des récepteurs. Pour ce faire, des diagrammes schématiques peuvent être utilisés. Par ailleurs, d'autres outils peuvent être utiles (encadré 4). Quel que soit le moyen utilisé, le modèle conceptuel doit tenter de présenter l'ensemble des renseignements pertinents, agrégés et accessibles, sur des échelles spatiales et temporelles communes. Puisqu'il s'agit d'une conceptualisation de la situation existante ou potentielle, le modèle conceptuel ne peut par définition être exhaustif. Il est cependant essentiel que ce modèle soit le plus complet possible puisque c'est sur lui que repose la suite de l'évaluation, et donc sa pertinence.

L'assemblage du modèle conceptuel comporte deux activités :

- **l'analyse de la source de stress**, qui décrit la source de contamination et ses mécanismes de transport et de transformation dans les différents compartiments environnementaux (ex. : air, eau, sol et biote);
- **l'analyse de l'écosystème ciblé**, qui identifie les récepteurs pour lesquels une réponse écotoxicologique est appréhendée.

Ces deux activités sont précisées dans les pages qui suivent.

Encadré 4 - Outils d'élaboration des modèles conceptuels

Plusieurs outils peuvent être utiles à l'élaboration de modèles conceptuels. Parmi eux, on trouve les diagrammes d'arbre d'événement et les modèles dynamiques de dispersion.

Lorsque le terrain est complexe et vaste, d'autres outils peuvent s'avérer utiles. Mentionnons à ce chapitre les systèmes d'information géographique (SIG) et la cartographie écologique. Ce dernier outil peut faciliter l'élaboration et le raffinement du modèle conceptuel, puisqu'il décrit des paramètres permanents du terrain à l'étude comme la localisation et la superficie, le climat et le bioclimat, les assises géologiques, la topographie, le réseau hydrographique, la géomorphologie, ainsi que les utilisations du terrain et de ses environs.

Activité 2.1 Analyse de la source de stress

L'analyse de la source de stress consiste à identifier les contaminants critiques et leur comportement environnemental. Deux aspects y sont abordés : l'**analyse de la contamination** et l'**analyse du comportement environnemental de la contamination**.

- **L'analyse de la contamination** établit le portrait le plus exact possible de l'importance de la contamination, tant sur le plan vertical qu'horizontal, en identifiant les contaminants critiques. L'analyse doit déterminer la **nature** (i.e. l'identification) et la **forme** (i.e. la spéciation) des contaminants trouvés sur le terrain, puis estimer l'**ampleur** (i.e. le volume de sol contaminé et la quantité de contaminants présents) et la **distribution** de la contamination (i.e. la répartition dans l'espace, à savoir si elle est répartie de façon homogène).

Cette analyse peut être appuyée par les rapports de caractérisation du terrain et par des ouvrages scientifiques de référence. Dans le contexte d'une ÉRÉ préliminaire, toute substance attribuable à la source et dont la concentration est supérieure à sa concentration naturelle, ou à la limite de quantification analytique lorsque celle-ci est plus élevée, doit être considérée comme un agent stresser potentiel. Cependant, s'il est possible de démontrer, lors des étapes subséquentes, l'absence d'exposition des récepteurs à une substance donnée, celle-ci pourra être omise du calcul du risque estimé.

- **L'analyse du comportement environnemental de la contamination** précise les mécanismes de transport et de transformation des agents stresser. Les principaux mécanismes sont présentés au tableau 2.

Cette analyse exige à la fois une connaissance des propriétés physiques et chimiques des contaminants en cause ainsi que des caractéristiques du terrain à l'étude. Elle peut être appuyée par les rapports de caractérisation du terrain, par des ouvrages scientifiques de référence et par des modèles de dispersion reconnus.

Tableau 2 - Principaux mécanismes environnementaux de transport et de transformation

COMPARTIMENT	MÉCANISME DE TRANSPORT	MÉCANISME DE TRANSFORMATION
Atmosphère	Adsorption/Désorption Diffusion Retombée humide Retombée sèche Transport aérodynamique	Oxydation/Réduction Photolyse Réaction avec les radicaux libres
Colonne d'eau	Adsorption/Désorption Diffusion Sédimentation Transport hydrodynamique Volatilisation	Complexation Hydrolyse Oxydation/Réduction Photolyse
Sol	Adsorption/Désorption Battement de la nappe Diffusion Érosion Percolation Ruissellement Transport hydrodynamique Volatilisation	Complexation Hydrolyse Oxydation/Réduction Photolyse
Biote	Bioaccumulation/Bioamplification (encadré 5)	Biotransformation

Encadré 5 - À propos de bioaccumulation/bioamplification

La bioaccumulation et la bioamplification représentent des mécanismes de transport des contaminants pouvant mener à l'exposition d'un récepteur. Cependant, ils ne sont pas, en soi, indicatifs d'un effet toxique.

Néanmoins, l'analyse de ces mécanismes peut fournir des indications pertinentes dans les cas où une charge corporelle toxique est mesurée ou prédite chez des organismes pour lesquels une bioaccumulation est constatée, ou encore lorsqu'un organisme d'un niveau supérieur de la chaîne trophique ingère une dose toxique ou bioaccumule un contaminant à une concentration équivalente à la charge corporelle toxique.

Activité 2.2 Analyse de l'écosystème ciblé

L'analyse de l'écosystème ciblé utilise comme point de départ l'analyse de la source de stress. Elle identifie les récepteurs pour lesquels une voie d'exposition peut être décrite ainsi que les réponses écotoxicologiques potentielles associées à cette exposition.

L'identification des récepteurs doit répertorier les entités biologiques ou écologiques pouvant être présentes dans les limites spatiales de l'évaluation et déterminer quelles sont celles susceptibles d'être exposées directement, par contact avec un milieu abiotique contaminé, ou indirectement, par la chaîne alimentaire.

Seules les entités biologiques ou écologiques susceptibles d'être présentes sur le terrain et pour lesquelles il est possible d'identifier une voie d'exposition, à un ou plusieurs contaminants, sont retenues comme récepteurs. Par le fait même, les contaminants qui ne sont pas associés à au moins une voie d'exposition sont omis. Ceci permet de concentrer l'ÉRE uniquement sur les contaminants pouvant atteindre un récepteur.

Il est aussi important d'identifier les liens écologiques des récepteurs avec d'autres entités biologiques ou écologiques pour lesquelles il n'y a pas de voies d'exposition. Ceci permet d'estimer qualitativement le potentiel d'effet indirect et éventuellement, d'en tenir compte lors de l'ÉRE quantitative.

Un facteur important lors de la réalisation d'une ÉRE consiste à distinguer, parmi les réponses observées ou potentielles des récepteurs, celles qui présentent une signification écologique (chapitre 3, section 3.2.3). En principe, une réponse présente une signification écologique lorsqu'il s'agit d'un changement de la structure ou des fonctions de l'écosystème, et que ce changement excède la variabilité naturelle. En ÉRE préliminaire cependant, l'identification pour chaque récepteur du niveau d'organisation biologique pertinent pour permettre de vérifier un tel changement n'est pas requise puisque les réponses écotoxicologiques appréhendées sont prédéfinies et ne sont donc pas influencés par ce choix (voir l'identification des réponses écotoxicologiques appréhendées).

Afin d'assurer une protection adéquate de la viabilité du sol (encadré 6), les récepteurs et les voies d'exposition suivantes constituent des exigences minimales devant être retenues pour l'ÉRE préliminaire :

Récepteurs	Voies d'exposition
Flore microbienne du sol	Contact direct
Plantes terrestres	Contact direct
Invertébrés du sol ²	Contact direct

En milieu urbain, ces trois exigences minimales permettant d'assurer une protection adéquate de la viabilité du sol sont considérées si elles sont à-propos. De plus, indépendamment de ces exigences, un récepteur aviaire (oiseau) d'un niveau trophique correspondant à un régime alimentaire comportant

Encadré 6 - Viabilité du sol

La viabilité du sol réfère à sa capacité à soutenir un écosystème édaphique. Elle doit être explicitement considérée dans les cas où le terrain à l'étude est constitué de sol devant soutenir une biomasse, comme dans le cas d'un terrain paysager, d'un jardin, d'un parc urbain, d'un champ et d'un boisé.

La flore microbienne du sol, les invertébrés du sol et les plantes terrestres constituent des récepteurs associés à la viabilité du sol.

sur ce dernier.

une proportion significative de vers de terre doit être retenu.

D'autres récepteurs pertinents peuvent également être retenus sur une base spécifique. Afin de les identifier, une liste des taxons représentatifs des principaux groupes d'espèces pouvant être présents sur le terrain ou dans les environs doit être compilée. Cependant, il est rarement possible ou utile d'identifier toutes les espèces potentiellement présentes sur le terrain. Cette liste doit néanmoins inclure des espèces ou groupes d'espèces représentatifs des principaux niveaux trophiques présents. Elle doit aussi inclure les entités biologiques ou écologiques préalablement identifiées par l'équipe de gestion lors de la planification (chapitre 4, activité 2.2).

Par la suite, pour chaque entité biologique ou écologique présent sur la liste précédente, les voies d'exposition pertinentes sont identifiées et décrites. Le tableau 3 présente les voies d'exposition pouvant être considérées selon les différents groupes de récepteurs. Notons que ce tableau ne se veut pas exhaustif et ne constitue qu'un aide-mémoire.

Finalement, on détermine pour chaque agent stressant, sur la base de l'activité précédente (analyse de la source de stress), si la contamination effective ou potentielle des compartiments environnementaux fait en sorte que l'entité biologique ou écologique identifiée puisse venir en contact avec l'agent stressant. Si c'est le cas, ces entités sont retenues comme récepteurs.

Tableau 3 - Voies d'exposition pertinentes pour les différents groupes de récepteur

RÉCEPTEURS	VOIES D'EXPOSITION ¹					
	Contact direct ²	INGESTION			Inhalation	Contact cutané
		Nourriture	Eau	Sol/Sédiment/Particule		
Flore microbienne du sol	G	N	N	N	N	N
Invertébrés du sol	G	N	N	P	N	N
Plantes terrestres	G	N	P ³	N	N	N
Amphibiens et reptiles	G	P	P	P	N	P
Petits mammifères	N	G	G	G	P	P
Grands mammifères	N	G	G	G	P	N
Oiseaux	N	G	G	G	P	N
Poissons	G	P	N	P	N	N
Zooplancton	G	P	N	N	N	N
Phytoplancton/Périphyton	G	N	N	N	N	N
Plantes aquatiques	G	N	N	N	N	N
Invertébrés benthiques	G	P	N	P	N	N

¹ G : généralement pertinente; P : parfois pertinente; N : généralement négligeable ou non applicable.

² Le contact direct réfère au contact, toutes voies confondues, avec le compartiment environnemental considéré sans discerner les phases où se trouve l'agent stressant, ni les voies d'exposition précises (ex. : les vers de terre sont exposés aux phases solides et liquides du sol par contact direct).

³ Contact avec l'eau.

L'identification des réponses écotoxicologiques appréhendées vise à déterminer, pour chaque récepteur, le type de réponse pouvant être associé à l'exposition à l'agent stressueur.

En ÉRÉ préliminaire, les réponses écotoxicologiques appréhendées sont prédéfinies. Il s'agit de tout effet toxicologique relatif à :

- la survie des espèces composant le récepteur;
- la reproduction des espèces composant le récepteur;
- une fonction associée à une communauté microbienne.

Cette étape d'assemblage du modèle conceptuel se fait donc à partir de l'analyse de la source de stress et de l'analyse de l'écosystème ciblé. Le modèle doit décrire, a priori, la façon dont les agents stressueurs peuvent affecter les récepteurs. Par conséquent, l'omission d'agents stressueurs ou de récepteurs lors des activités précédentes doit être accompagnée d'une justification.

Précisons également que le modèle conceptuel initial peut être simple et représenté sur un seul diagramme schématique. Il peut aussi être incomplet, mais il devra être raffiné lorsque les renseignements seront disponibles. En pratique cependant, le modèle conceptuel intègre plusieurs agents stressueurs ainsi que plusieurs récepteurs. Il est dès lors difficile d'intégrer les analyses de la source de stress et de l'écosystème ciblé sur un seul diagramme. À titre d'exemple, la figure 7 et la figure 8 présentent des modèles génériques de contamination et d'exposition qui découlent respectivement de l'analyse de la source de stress et de l'analyse de l'écosystème ciblé.

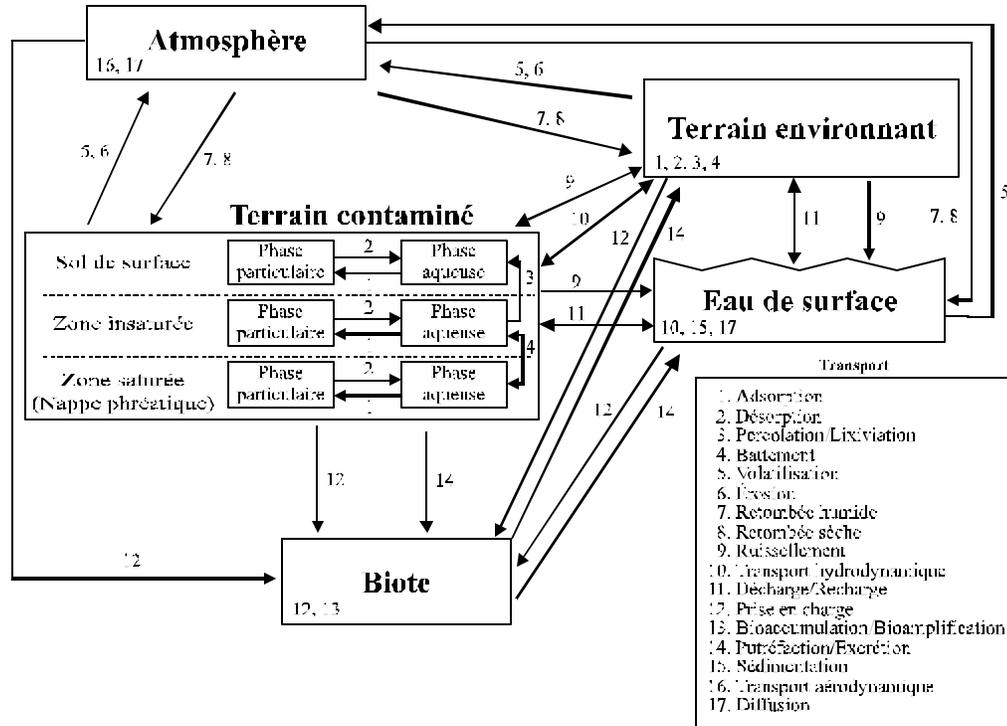


Figure 7 - Exemple d'un modèle générique de contamination sous forme de diagramme schématique

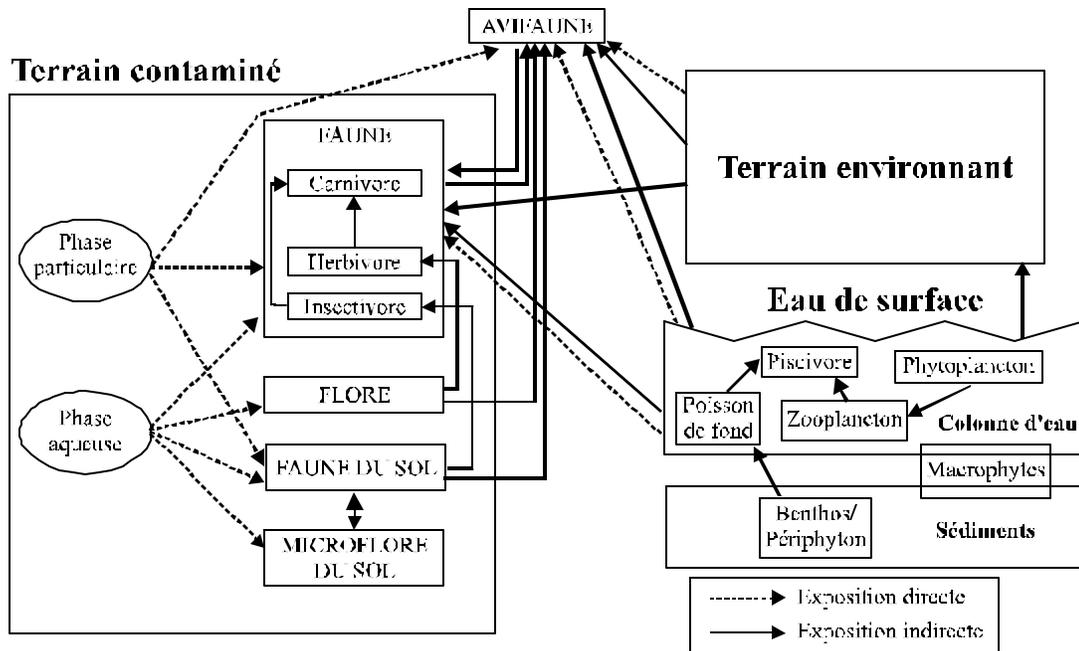


Figure 8 - Exemple d'un modèle générique d'exposition sous forme de diagramme schématique

ÉTAPE 3 FORMULATION DES HYPOTHÈSES

Le modèle conceptuel doit conduire à la formulation d'hypothèses explicites, de façon à optimiser le choix des outils descriptifs et à guider l'évaluateur lors de la phase 3. Ces hypothèses doivent décrire les impacts écotoxicologiques potentiels de la contamination. Pour qu'elle soit explicite, une hypothèse doit reposer sur quatre éléments descriptifs :

- l'agent stressueur;
- le récepteur³;
- les réponses écotoxicologiques appréhendées;
- les limites spatiales.

Une formulation générale d'une hypothèse sur les mécanismes de perturbation potentielle se résume donc ainsi :

Hypothèse : La contamination par un agent stressueur provoque une diminution de la survie ou de la reproduction d'un récepteur dans les limites spatiales définies.

Généralement, plusieurs hypothèses découlent d'un modèle conceptuel. Une fois les hypothèses définies, l'équipe d'évaluation doit en faire l'examen critique. Il s'agit d'identifier, en fonction des besoins d'évaluation et de gestion, les éléments du modèle conceptuel qui peuvent être une source d'incertitude. Un exemple des considérations qui doivent être examinées au cours de cette analyse critique du modèle conceptuel est présenté au formulaire à l'annexe 6. Cet exercice est d'une grande utilité lors de la phase suivante, qui vise à convenir des outils descriptifs qui permettent d'estimer le risque écotoxicologique.

PHASE 2 - OUTILS DESCRIPTIFS

Cette seconde phase a pour but de déterminer les outils descriptifs qui servent à vérifier les hypothèses de perturbation et de spécifier a priori la façon dont les résultats de l'ÉRE orientent la prise de décision sur les mesures à prendre à la suite de l'évaluation.

Trois étapes sont nécessaires pour convenir des outils descriptifs (figure 9), soit :

³ Pour la situation visant à protéger la diversité biologique (chapitre 2, section 2.1), le niveau de précision de l'appellation des récepteurs va à l'espèce. Pour les autres situations, cela peut aller à l'espèce ou se limiter à un groupe taxonomique supérieur ou à l'entité fonctionnelle.

- **la DÉFINITION DES PARAMÈTRES**, qui a pour but de déterminer les moyens techniques et scientifiques nécessaires pour vérifier les hypothèses de perturbation potentielle issues du modèle conceptuel;
- **l'ÉLABORATION DES RÈGLES DE DÉCISION**, qui décrit les bases logiques permettant d'orienter le choix des mesures à prendre pour chaque énoncé de décision;
- **l'ÉTABLISSEMENT DES NIVEAUX DE PRÉCISION**, qui détermine le niveau de conservatisme et d'incertitude tolérable nécessaire pour utiliser la règle de décision.

Idéalement, les résultats de cette seconde phase doivent être présentés à l'équipe de gestion avant d'entamer la phase 3 afin de s'assurer de leur adéquation aux besoins de gestion. De même, dans certains cas, il peut être pertinent et avantageux de faire participer activement l'équipe de gestion aux travaux des étapes 2 et 3 de cette phase.



Figure 9 - Schéma des étapes et activités de la phase 2

ÉTAPE 1 DÉFINITION DES PARAMÈTRES

La définition des paramètres se fait au moyen d'une approche progressive reposant tout d'abord sur la définition de paramètres d'évaluation, puis sur la sélection des ensembles « paramètres de mesure/outil(s) de relation ». Le paramètre de mesure sert à décrire quantitativement le paramètre d'évaluation. Pour sa part, l'outil de relation assure le lien entre les paramètres de mesure et d'évaluation.

Le tableau 4 précise la définition et les caractéristiques souhaitables des paramètres pour réaliser une ÉRÉ qui répond aux besoins de gestion de même qu'aux exigences scientifiques.

Tableau 4 - Définition et caractéristiques souhaitables des paramètres (inspiré de Suter, 1993)

PARAMÈTRE D'ÉVALUATION	OUTIL DE RELATION	PARAMÈTRE DE MESURE
DÉFINITION		
Expression formelle des valeurs environnementales devant être protégées	Méthode ou moyen utilisé pour faire le lien entre les paramètres de mesure et d'évaluation	Expression formelle, normalement quantitative, d'un indicateur de danger
CARACTÉRISTIQUES SOUHAITABLES		
<ul style="list-style-type: none"> - Significatif du point de vue écologique - Approprié au phénomène et à la problématique à l'étude - Définition claire - Mesurable ou estimable - Pertinence sociale 	<ul style="list-style-type: none"> - Respecte la portée des données - Approprié au phénomène et à la problématique à l'étude - Référence sociale - Simple d'interprétation 	<ul style="list-style-type: none"> - Correspond au paramètre d'évaluation ou sert à le prédire - Fiable et scientifiquement reconnu - Sensible et spécifique - Faible variabilité naturelle - Approprié au phénomène et à la problématique à l'étude
EXEMPLES		
Réponse préoccupante d'un récepteur	Jugement professionnel, facteurs d'application, approches d'intégration, modèles, ...	Tests, analyses, mesures, essais, modèles physiques, ...

Les paramètres sont définis par l'entremise de deux activités, soit :

- **l'élaboration des paramètres d'évaluation;**
- **la sélection de l'ensemble « paramètres de mesure/outils(s) de relation ».**

Ces deux activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Activité 1.1 Élaboration des paramètres d'évaluation

Les paramètres d'évaluation servent de base pour estimer le risque et doivent préciser ce qui sera évalué pour vérifier l'hypothèse de perturbation. Il est donc primordial que les paramètres d'évaluation soient définis clairement et de façon précise et reflètent ce qui doit être vérifié. Leur portée doit aussi correspondre aux limites spatiales établies par le modèle conceptuel.

Ainsi, pour l'hypothèse de perturbation suivante :

Hypothèse :

La contamination par un agent stresser provoque une diminution de la survie ou de la reproduction d'un récepteur dans les limites spatiales définies.

Les paramètres d'évaluation peuvent être élaborés selon une des deux possibilités suivantes :

- un seul paramètre d'évaluation pour une hypothèse de perturbation potentielle :

Paramètre d'évaluation :

Diminution de la survie ou de la reproduction du récepteur.

Par exemple,

Diminution de la survie ou de la reproduction des populations de petits mammifères utilisant le terrain et ses environs.

- plusieurs paramètres d'évaluation pour une hypothèse de perturbation potentielle :

Paramètre d'évaluation :

Diminution de la survie ou de la reproduction d'un sous-groupe (généralement une espèce) du récepteur.

Par exemple,

Diminution de la survie ou de la reproduction de la population de campagnols des champs utilisant le terrain et ses environs.

Diminution de la survie ou de la reproduction de la population de souris sylvestres utilisant le terrain et ses environs.

Diminution de la survie ou de la reproduction de la population de marmottes communes utilisant le terrain et ses environs.

Activité 1.2 Sélection de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation »

Un ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » doit être défini pour chaque paramètre d'évaluation. Il doit permettre d'estimer adéquatement le paramètre d'évaluation auquel il est associé.

- Paramètre de mesure

Le paramètre de mesure réfère au descripteur mesurable décrivant un ou plusieurs éléments associés au paramètre d'évaluation. Généralement, plusieurs paramètres de mesure sont requis pour décrire un paramètre d'évaluation. Ils sont principalement répertoriés dans les catégories de mesures suivantes :

- les **analyses chimiques et physiques** décrivent la nature, l'étendue et la distribution de l'agent stresser dans le système à l'étude;
- les **mesures toxicologiques** décrivent les perturbations liées à la réponse écotoxicologique retenue pour le paramètre d'évaluation;
- les **mesures biologiques et écologiques** décrivent les caractéristiques du récepteur.

- Outil de relation

L'outil de relation fait le lien entre les renseignements générés par les paramètres de mesure et le paramètre d'évaluation auxquels ils sont associés. En ÉRE préliminaire, il prend généralement la forme d'une valeur ponctuelle (ex. : facteur d'extrapolation), d'une équation simple (ex. : temps physiologique) ou d'un modèle de transport des contaminants. Citons, à titre indicatif :

- **extrapolation entre taxa** (ex. : données de toxicité sur une espèce substitut extrapolées à une espèce présente sur le terrain);
- **extrapolation entre réponses** (ex. : données de toxicité aiguë extrapolées à un effet de toxicité chronique);
- **extrapolation du laboratoire au terrain** (ex. : effet mesuré en laboratoire sur une espèce, extrapolé à un effet sur le terrain pour la même espèce);
- **extrapolation du terrain au terrain** (ex. : données observées dans des études connexes, extrapolées au terrain à l'étude);
- **estimation des effets indirects** (ex. : méthodes déductives comme un arbre d'événement ou un modèle de réseau trophique);
- **estimation des concentrations dans les compartiments environnementaux** (ex. : modélisation des concentrations dans les plantes à partir des concentrations dans le sol).

L'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » utilisé conditionne le niveau d'incertitude associé à un risque estimé. L'équipe d'évaluation doit donc porter une attention particulière pour la sélection des paramètres de mesure et des outils de relation qui constituent l'ensemble le plus approprié. À cette fin, les attributs de l'approche basée sur le « poids des évidences » (tableau 9, annexe 7) peuvent avantageusement être utilisés puisqu'ils constituent un moyen de qualifier de façon systématique les liens entre le paramètre d'évaluation et les ensembles « paramètres de mesure/outil(s) de relation » correspondants. Ces attributs constituent également un moyen d'identifier les biais et difficultés qui servent à alimenter l'analyse de l'incertitude assujettie à la méthodologie d'évaluation (phase 3, activité 1.3). Le tableau 5 constitue un exemple d'un paramètre d'évaluation et de son ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » .

Tableau 5 - Exemple simplifié d'un paramètre d'évaluation et de son ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour une hypothèse de perturbation potentielle en ÉRÉ préliminaire

HYPOTHÈSE	
La contamination du terrain et des environs provoque une diminution de la survie et de la reproduction des petits mammifères.	
PARAMÈTRE D'ÉVALUATION¹	
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population de campagnols utilisant le terrain et ses environs.	
ENSEMBLE « PARAMÈTRES DE MESURE/OUTIL(S) DE RELATION »	
PARAMÈTRES DE MESURE	OUTILS DE RELATION
Analyse de la contamination superficielle et profonde	Taux de transfert entre les contaminations profondes et superficielles Extrapolation sol → plante pour la contamination
Données de toxicité chronique pour le campagnol ou une espèce substitut	Extrapolation des données de toxicité selon la variabilité de sensibilité interspécifique (si nécessaire)
Facteurs d'exposition pour le campagnol ou une espèce substitut	Extrapolation des facteurs d'exposition selon la variabilité interspécifique (si nécessaire)

¹ Bien que dans cet exemple plusieurs paramètres d'évaluation peuvent être nécessaires pour répondre à l'hypothèse de perturbation potentielle, un seul est présenté.

ÉTAPE 2 ÉLABORATION DES RÈGLES DE DÉCISION

Lors de cette étape, il est essentiel de valider que les paramètres d'évaluation définis lors de l'étape précédente répondent adéquatement aux besoins de gestion. Cela permet de s'assurer que les résultats éventuels de l'ÉRE seront pleinement utiles au processus de gestion du terrain contaminé (Van Leeuwen *et al.*, 1998).

La règle de décision consiste en une transformation de l'énoncé de décision (chapitre 4, activité 1.2) afin d'y intégrer la logique décisionnelle. En ÉRE préliminaire, une seule règle de décision est habituellement suffisante pour couvrir un énoncé de décision. Sa formulation est fonction des situations menant à la réalisation de l'évaluation (chapitre 2, section 2.1).

Ainsi, pour les situations 1, 2 et 3, soit la présence d'éléments déclencheurs liés à la protection de la diversité biologique, la solution de remplacement aux critères génériques ou des critères génériques non applicables, la formulation de la règle de décision est généralement similaire à la suivante :

Énoncé de décision :

Déterminer si la contamination du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu et exige la génération d'un critère spécifique de restauration.

Règle de décision :

Si, sur la base du quotient⁴, l'un ou l'autre des paramètres d'évaluation est supérieur à 1, alors une ÉRÉ quantitative⁵ doit être réalisée pour ce ou ces paramètres. Si tous les paramètres sont égaux ou inférieurs à 1, la PÉRÉ est terminée.

Pour la situation 4 où l'évaluation écotoxicologique est utilisée pour comparer ou mettre en priorité, la formulation de la règle de décision est similaire à la suivante :

Énoncé de décision :

Parmi ceux à l'étude, déterminer sur quel terrain il est préférable d'intervenir de façon prioritaire.

Règle de décision :

Choisir le terrain classé au premier rang (selon un ordre décroissant des risques estimés) pour effectuer une intervention prioritaire.

ÉTAPE 3 ÉTABLISSEMENT DES NIVEAUX DE PRÉCISION

Un niveau de précision doit être établi pour chaque paramètre d'évaluation. Ceci est nécessaire parce que :

- il faut s'assurer que les résultats de l'évaluation présentent un niveau de précision conforme aux besoins de gestion;
- toute évaluation comporte une variabilité inhérente.

En ÉRÉ préliminaire, le niveau de précision se définit par le degré de conservatisme de l'évaluation. Cette évaluation qualitative, qui a comme objectif de vérifier l'absence de risque significatif, vise donc particulièrement à minimiser l'erreur suivante : conclure qu'il n'y a pas de risque alors qu'en fait il y en a un (faux négatif). L'erreur inverse, c'est-à-dire conclure qu'il y a un risque alors qu'en fait il n'y en a pas (faux positif), est moins préoccupante puisqu'une ÉRÉ quantitative pourra suivre, le cas échéant.

Lors de cette étape, il faut tout de même évaluer les conséquences potentielles de ces deux types d'erreur pour chaque paramètre d'évaluation. Sur ces bases, une description qualitative du degré de conservatisme désiré pour chaque paramètre d'évaluation doit être établie. Cette description demande d'identifier les erreurs de décision (faux négatif et faux positif) et d'évaluer les conséquences potentielles de chacune. Il s'agit donc de s'interroger sur l'impact de ces erreurs au

⁴ Sur la base d'une estimation du risque par la méthode du quotient, voir phase 3, activité 1.2.

⁵ Une autre option est également possible, voir le chapitre 3, section 3.2.2.

niveau écologique, économique, social, etc. et sur la signification de cet impact (mineur, intermédiaire, majeur, indéterminé). Cette description qualitative sert de guide lors de l'élaboration de la méthodologie d'évaluation (phase 3).

P H A S E 3 - M É T H O D O L O G I E D ' É V A L U A T I O N

Cette troisième phase comprend les activités qui servent à mettre en relation les paramètres d'évaluation et les ensembles « paramètres de mesure/outil(s) de relation » en vue de dégager et d'interpréter les risques estimés correspondant aux besoins de gestion.

Deux étapes sont nécessaires pour élaborer la méthodologie d'évaluation (figure 10), soit :

- **la DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION**, qui précise la façon dont le risque écotoxicologique est estimé pour chaque paramètre d'évaluation;
- **la PRODUCTION DU DEVIS D'ÉVALUATION**, qui constitue le plan de réalisation de l'évaluation et qui décrit les travaux devant être réalisés lors des phases 4 et 5.

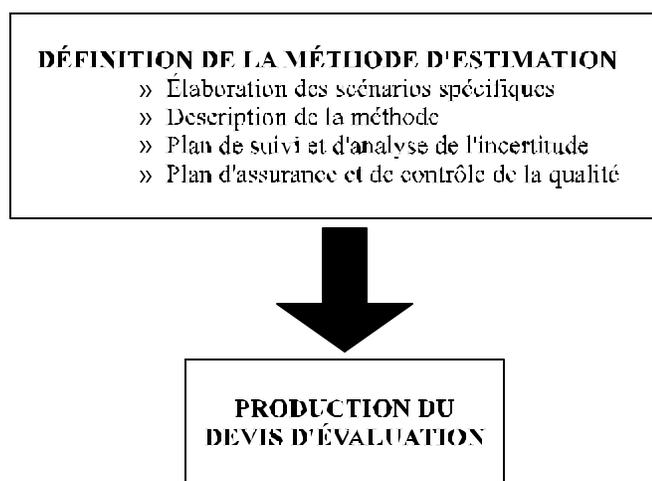


Figure 10 - Schéma des étapes et activités de la phase 3

ÉTAPE 1 DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION

La définition de la méthode d'estimation regroupe l'ensemble des activités qui élaborent précisément la façon dont le risque écotoxicologique est estimé pour chaque paramètre d'évaluation.

La méthode d'estimation est définie par l'entremise de quatre activités, soit :

- **l'élaboration des scénarios spécifiques;**

- **la description de la méthode;**
- **le plan de suivi et d'analyse de l'incertitude;**
- **le plan d'assurance et de contrôle de la qualité.**

Ces quatre activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Activité 1.1 Élaboration des scénarios spécifiques

Cette activité commence par la révision du modèle conceptuel en fonction de chaque paramètre d'évaluation, en tenant compte de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » sélectionné. Cette révision conduit, pour chaque paramètre d'évaluation, à l'élaboration d'un scénario spécifique du type « pire cas vraisemblable ». Ce scénario doit présenter un niveau de conservatisme suffisamment élevé concordant avec les niveaux de précision définis (phase 2, étape 3).

Un scénario doit dégager, à partir du modèle conceptuel, la relation existant entre l'agent stressant et le paramètre d'évaluation. On y trouve donc la ou les sources d'émission, les processus de transport et de transformation, les voies de contamination et d'exposition, les liens trophiques et écologiques ainsi que les échelles spatiales et temporelles.

Chaque scénario spécifique est élaboré en retenant du modèle conceptuel les éléments pertinents au paramètre d'évaluation et en ajustant les paramètres de mesure de façon à leur attribuer des caractéristiques extrêmes mais réalistes. À titre d'exemple, les caractéristiques suivantes peuvent être citées :

- les processus de transformation sont considérés inopérants, à moins d'évidence contraire irréfutable;
- la valeur la plus élevée entre l'estimation des concentrations à l'équilibre et les concentrations mesurées des contaminants dans les compartiments environnementaux des différents milieux est utilisée;
- l'aire d'activité et d'alimentation des récepteurs animaux inclut préférentiellement le terrain contaminé;
- la valeur maximale (ou le 95^e percentile lorsque la distribution est connue) du taux d'ingestion de sol des récepteurs animaux est utilisée;
- la valeur minimale (ou le 5^e percentile lorsque la distribution est connue) de l'aire d'activité et d'alimentation des récepteurs animaux est utilisée;

Toute dérogation à cette règle des caractéristiques extrêmes mais réalistes doit être justifiée adéquatement et explicitement.

Le scénario spécifique doit également préciser, au besoin, les éléments suivants :

- la façon dont les variations d'amplitude et de distribution spatiale de la contamination sont traitées;

- la façon dont les caractéristiques comportementales des récepteurs sont traitées.

Activité 1.2 Description de la méthode

La méthode d'estimation du risque est l'expression mathématique du scénario spécifique élaboré à l'activité précédente. Il s'agit de l'équation ou du modèle permettant d'estimer le risque pour chaque paramètre d'évaluation. Le recours à un cheminement analytique formel (Suter *et al.*, 1994) peut aider à préciser les différents termes de la méthode d'estimation du risque (annexe 8).

En ÉRÉ préliminaire, la méthode du quotient est retenue comme base d'élaboration de la méthode d'estimation du risque. Elle permet de vérifier l'absence⁶ d'un risque significatif et elle est utilisée pour estimer qualitativement le risque pour tout récepteur exposé à un agent stresser.

La forme générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$RE = \sum_{i,j=1}^n (EE_{ij} / VR_{ij})$$

où :

- RE : risque estimé
- EE_{ij} : exposition estimée (dose, concentration, niveau d'effet⁷) pour le contaminant i et la voie d'exposition j
- VR_{ij} : valeur de référence (dose, concentration, niveau d'effet⁷) pour le contaminant i et la voie d'exposition j

Ainsi, le risque estimé d'un paramètre d'évaluation est obtenu en effectuant la sommation, pour chaque contaminant constituant l'agent stresser et chaque voie d'exposition associée, du rapport (quotient) entre la valeur d'exposition estimée et la valeur de référence correspondant au niveau de réponse tolérable pour le récepteur. De cette façon, un risque estimé égal ou inférieur à 1 réfère à une absence de risque significatif. Toute dérogation à cette règle doit être justifiée adéquatement.

Dans le cas où le risque estimé est basé sur des niveaux d'effets dérivés de tests de toxicité effectués spécifiquement pour l'ÉRÉ en cours, il faut s'assurer de présenter les résultats en termes de présence d'effet, par exemple le pourcentage de mortalité, plutôt qu'en termes d'absence d'effet, par exemple le pourcentage de survie. Ceci permet de conserver la relation où un quotient égal ou inférieur à l'unité réfère à une absence de risque significatif.

⁶ En ÉRÉ préliminaire, la possibilité d'obtenir des faux négatifs est minimisée au détriment de la possibilité d'obtenir des faux positifs.

⁷ Le niveau d'effet réfère à l'utilisation de tests de toxicité effectués spécifiquement pour l'ÉRÉ en cours.

Lorsque l'on prévoit estimer le risque de plusieurs façons pour un même paramètre d'évaluation, par exemple en utilisant une méthode basée sur des tests de toxicité et une autre basée sur des données toxicologiques issues des ouvrages de référence, un nombre équivalent de méthodes d'estimation doit être décrit. Dans ce cas, un poids doit être assigné à chaque méthode d'estimation en fonction de sa capacité à estimer le paramètre d'évaluation, selon la démarche présentée à la section 2 de l'approche du poids des évidences (annexe 7).

- La valeur de l'**exposition estimée** est généralement obtenue à partir des concentrations de l'agent stresser dans les divers compartiments environnementaux et des voies d'exposition potentielles. Elle peut être déterminée à l'aide de mesures directes de l'exposition (échantillonnage et analyse de tissus biologiques) ou, le plus souvent, par la modélisation d'exposition selon une approche déterministe simple ou selon des modèles de simulation. La modélisation de l'exposition repose sur une caractérisation préalable des concentrations de l'agent stresser dans le terrain et sur des facteurs d'exposition spécifiques au récepteur. Ces facteurs, qui sont obtenus à partir des ouvrages de référence ou dérivés à partir d'équations allométriques, correspondent à des descripteurs écologiques (régime alimentaire, aire d'alimentation, etc.) propres à l'espèce. Certains modèles simples peuvent aussi être utilisés en ÉRÉ préliminaire afin de prendre en considération l'impact des variations d'amplitude et de distribution spatiale de la contamination sur le niveau d'exposition du récepteur (Freshman et Menzie, 1996).

Il est également possible d'effectuer des tests de toxicité pour estimer l'exposition d'un récepteur. Dans ce cas, l'exposition est estimée en termes de niveau d'effets associé à la présence d'un agent stresser dans les compartiments environnementaux avec lesquels le récepteur entre en contact. En ÉRÉ préliminaire, l'estimation de l'exposition sur la base de tests de toxicité se fait généralement en parallèle avec une ou des estimations de la dose ou de la concentration d'exposition.

- La **valeur de référence** est obtenue à partir des données de toxicité trouvées dans les ouvrages de référence ou, plus rarement, générées expérimentalement (dose ou concentration), ou encore à partir de tests de toxicité réalisés sur des échantillons provenant de terrains de référence (niveau d'effet). Les valeurs de référence s'obtiennent en appliquant une méthode de calcul qui est fonction du récepteur considéré et de la disponibilité de données toxicologiques pertinentes. Globalement, cette méthode spécifie la façon de compiler, de valider, de normaliser et d'analyser les données de toxicité dans le but de dégager une dose, une concentration ou un niveau d'effet tolérable pour le récepteur (encadré 7).

Encadré 7 - Les valeurs de référence

Pour les récepteurs terrestres, le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec prévoit rendre disponible une série de documents présentant des valeurs de référence pour différentes espèces et différents contaminants. Entre temps, le document intitulé *Liste des valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres* (CEAEQ, en préparation-b) doit être utilisé. Lorsqu'une valeur de référence n'est pas disponible dans ces documents, elle doit être élaborée selon le *Guide d'élaboration des valeurs de référence pour la PÉRE* (CEAEQ, en préparation-c).

Les valeurs de référence pour les récepteurs aquatiques peuvent être tirées des critères de vie aquatique (effet chronique) trouvés dans le document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (MEF, 1998c). Il s'agit cependant de critères s'appliquant à l'ensemble des récepteurs aquatiques. Lorsqu'une valeur de référence ne peut être trouvée dans ce document ou si une valeur de référence spécifique à un récepteur aquatique particulier est recherchée, elle doit être élaborée en s'inspirant de la *Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques* (MENVIQ, 1990).

Dans tous les cas, il est recommandé que l'équipe d'évaluation entre en contact avec le Groupe conseil en évaluation écotoxicologique (GCÉE) afin de connaître la disponibilité des différents guides et documents de référence, ainsi que pour sélectionner les mesures intérimaires lorsque les guides ou les documents nécessaires ne sont pas encore disponibles.

Activité 1.3 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)

Le PSAI permet d'apprécier le niveau de confiance lié aux renseignements scientifiques en identifiant, en minimisant et en décrivant l'incertitude inhérente à l'ensemble de l'évaluation. Bien que le suivi et l'analyse de l'incertitude comporte une part de jugement professionnel, il est également possible d'y intégrer des techniques plus quantitatives. Cependant, l'ÉRE préliminaire ne comporte aucune exigence relative à l'utilisation de telles techniques (encadré 8).

Encadré 8 - L'analyse de l'incertitude

En ÉRE préliminaire, il peut parfois être avantageux de considérer une analyse quantitative de l'incertitude pour certains éléments. Ce type d'analyse entraîne une mesure des niveaux d'incertitude et utilise des approches mathématiques plus sophistiquées (ex. : arithmétique des intervalles, simulation Monte Carlo, mathématique des nombres flous, analyse de sensibilité). Elle permet, entre autres, la description de l'incertitude sous forme d'écart ou de distributions. Cependant, même en ÉRE préliminaire, le recours à ces approches mathématiques doit se faire dans le respect des conditions d'application propres à chaque approche (ex. : l'indépendance des variables pour les simulations Monte Carlo usuelles) et exige une justification des choix qui y sont faits (ex. : le choix de la forme de la distribution de la variable).

La figure 11 présente un cheminement général pour l'élaboration du PSAI. Des renseignements additionnels à ce sujet peuvent être trouvés dans les ouvrages de référence suivants : Finkel (1990); Granger Morgan et Henrion (1990). Ce cheminement sert de guide à l'équipe d'évaluation pour préparer et appliquer le PSAI. Il doit être repris pour chaque paramètre d'évaluation. Tout d'abord, l'inventaire des éléments incertains est fait par une analyse du scénario spécifique et de la description de la méthode (activités 1.1 et 1.2 précédentes). Ces éléments correspondent, entre autres, aux données analytiques (rétrospectives ou générées), aux moyens de traitement de ces données (ex. : extrapolation et transformation) ainsi qu'à tout autre renseignement pour lequel une source d'incertitude est mise en évidence ou soupçonnée.

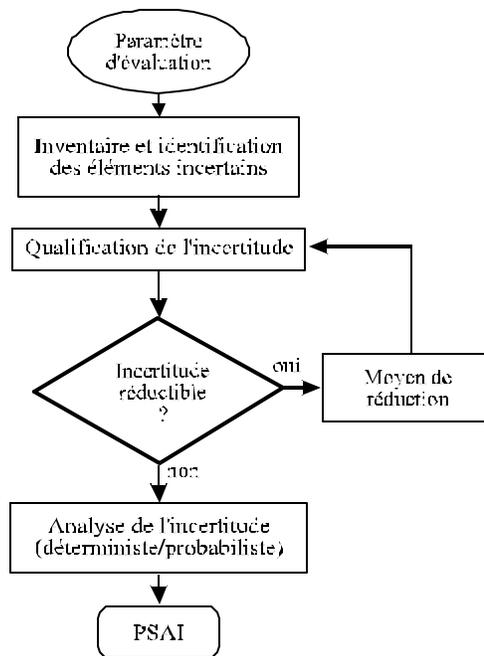


Figure 11 - Cheminement général menant au PSAI

Chacun de ces éléments est ensuite qualifié selon la ou les catégories d'incertitude (stochasticité, ignorance, erreur : encadré 9). Lorsque possible, l'influence de chaque élément incertain sur l'équation d'estimation du risque est établie.

Pour les éléments ayant une influence notable, il s'agit alors de juger de la pertinence et de la faisabilité d'apporter des modifications à la méthode d'estimation du risque ou d'établir des spécifications particulières pour certains paramètres.

Lorsqu'il n'est plus possible de réduire l'incertitude, l'impact des éléments incertains sur le risque estimé doit être établi à l'aide d'une analyse de l'incertitude. Cette analyse à caractère qualitatif doit décrire la nature des incertitudes en vue de donner une indication sur la confiance à accorder au risque estimé. La révision de l'évaluation par les pairs lui apporte normalement un niveau supérieur de crédibilité et peut, à ce titre, être considérée dans la planification des moyens d'analyse de l'incertitude.

Le résultat de ce cheminement constitue finalement le Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude.

Encadré 9 - Sources d'incertitude

Les éléments incertains se rapportent aux variables et aux moyens utilisés pour l'évaluation qui sont susceptibles de contribuer à l'imprécision des risques estimés. Les sources d'incertitude associées à ces éléments peuvent être classées de différentes façons. Pour plus de simplicité, un classement en trois catégories est présenté (Suter, 1993) : la stochasticité ou variabilité inhérente aux phénomènes, l'ignorance ou connaissance incomplète de la situation à l'étude et l'erreur ou l'ensemble des fautes inhérentes à l'exécution des activités de l'évaluation.

- La *stochasticité* réfère à l'incertitude qui peut être décrite et estimée, mais qui ne peut être éliminée parce qu'elle est une caractéristique inhérente du système. Les facteurs abiotiques (ex. : pluie, vent, cycles saisonniers) et biotiques (ex. : colonisation, compétition) sont en constante modification et agissent directement sur un écosystème. Certaines caractéristiques propres aux organismes, bien qu'également sujettes à des variations, peuvent être plus facilement décrites (ex. : la consommation d'eau et de nourriture, le poids, l'âge et la superficie du territoire utilisée).
- L'*ignorance* réfère à la connaissance limitée de certaines propriétés d'un système au moment de l'étude, mais qui peut ultérieurement être accessible. L'ignorance peut être fondamentale, comme dans le cas de l'influence d'un phénomène inconnu au moment de l'étude. Ce type d'ignorance ne peut pas être décrit ou quantifié parce qu'il est non identifié. L'ignorance peut également être le résultat de notre incapacité à mesurer précisément, à déterminer ou à décrire certains éléments pertinents au risque estimé. Par exemple, il s'avère impossible de tester toutes les réponses toxicologiques vis-à-vis toutes les espèces exposées à l'agent stressant. L'ignorance regroupe donc les données incomplètes et imprécises pouvant par exemple exiger une approximation, une simplification ou une extrapolation. Les ouvrages scientifiques de référence tendent toutefois à identifier, à quantifier et à réduire ce type d'incertitude.
- L'*erreur* correspond principalement à l'erreur humaine et technologique. Elle se manifeste principalement lors des prélèvements, des mesures analytiques, de la compilation et du traitement des données. Elle peut aussi être causée par les limites des différents modèles utilisés. Normalement, ces erreurs sont couvertes par un plan d'assurance et de contrôle de la qualité adéquat.

Activité 1.4 Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)

Le PACQ vise à faire le lien entre les besoins de gestion et les différentes activités de génération, de manipulation, de traitement et d'intégration des données lors de l'évaluation. Cette section se limite à fournir les éléments de base en matière de contrôle de la qualité pour les besoins de la PÉRÉ. Des renseignements plus détaillés sur les éléments à inclure au PACQ peuvent être trouvés dans les documents techniques suivants : Environnement Canada (1996); MEF (1994b), (1995) et (1996); Schumacher (1993); USEPA (1991) et (1996).

Le contrôle de la qualité est constitué par l'ensemble des activités qui visent à démontrer la maîtrise des activités relatives à l'obtention des données qui doivent être réalisées pour satisfaire les objectifs de qualité prédéterminés. Par ailleurs, l'assurance de la qualité porte sur la vérification de l'efficacité du contrôle de la qualité.

Les objectifs de qualité sont basés principalement sur les renseignements qui proviennent de la planification (chapitre 4) et de la phase 2 de l'ÉRE. Des renseignements détaillés à ce sujet sont trouvés dans certains guides techniques (USEPA, 1994 et 1995). En ÉRE préliminaire, les objectifs de qualité sont généralement de nature qualitative. En conséquence, l'élaboration du PACQ nécessite une part importante de jugement professionnel.

L'élaboration et l'application du PACQ doivent se faire dans l'esprit du principe directeur suivant :

L'ensemble des données et des renseignements produits ou utilisés lors d'une évaluation écotoxicologique doivent être d'une qualité adéquate pour l'usage qui en est fait, et une documentation suffisante de leur qualité et de leur acceptabilité doit être présentée conjointement à ces données et renseignements.

Afin d'aider à l'élaboration du PACQ, l'annexe 9 présente les orientations s'y rapportant ainsi qu'une liste d'éléments spécifiques à certaines activités réalisées lors d'une ÉRE et devant y être incluses.

ÉTAPE 2 PRODUCTION DU DEVIS D'ÉVALUATION

Le devis d'évaluation présente les éléments techniques et scientifiques nécessaires à l'évaluation. On y trouve une description détaillée des travaux qui doivent être réalisés lors des phases 4 et 5 de l'évaluation ainsi que l'identification des biais et difficultés potentiels. Bien qu'il constitue le plan de réalisation de l'évaluation, il pourra être revu et ajusté au fur et à mesure de l'avancement des travaux.

Idéalement, le devis d'évaluation doit être présenté à l'équipe de gestion avant d'entamer la phase 4 afin de s'assurer qu'il correspond aux besoins de gestion.

Le devis d'évaluation est constitué de deux sections principales, soit la **description de l'évaluation** et la **programmation des activités et des ressources**.

- **Section 1** – La **description de l'évaluation** regroupe les différents éléments de la méthodologie d'évaluation :
 - l'énoncé des hypothèses de perturbation et des paramètres d'évaluation correspondants;
 - la description de la méthode d'estimation du risque élaborée pour chaque paramètre d'évaluation. On doit trouver à l'intérieur du devis d'évaluation autant de méthodes d'estimation qu'il y a de paramètres d'évaluation. De plus, s'il est prévu d'estimer le risque de plusieurs façons pour un même paramètre d'évaluation, on doit trouver autant de méthodes que de façons d'estimer le risque. Dans ce dernier cas, le résultat de l'étape de pondération de l'approche du poids des évidences (annexe 7, section 2) doit également être présenté. Parmi les renseignements devant être inclus à la méthode d'estimation du risque, mentionnons :

- les scénarios spécifiques retenus;
 - le choix final de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » qui tient compte de l'élaboration des scénarios spécifiques (activité 1.1), de la description de la méthode (activité 1.2), du PSAI (activité 1.3) et du PACQ (activité 1.4);
 - le PSAI;
 - le PACQ.
- **Section 2** – La **programmation des activités et des ressources** détaille les activités et les ressources nécessaires pour appuyer l'évaluation décrite à la section 1. Elle aboutit à la production d'un calendrier de réalisation détaillé et d'une estimation des ressources nécessaires pour la réalisation des phases 4 et 5. On peut y trouver, entre autres, les éléments suivants :
 - un inventaire et la disponibilité de l'équipement nécessaire (ex. : échantillonnages, analyses, essais, mesures);
 - une description des tâches et la disponibilité du personnel technique;
 - une planification des activités (ex. : recherche documentaire, échantillonnage, travaux de laboratoire, de terrain et de modélisation);
 - un calendrier de réalisation;
 - une estimation des ressources humaines, matérielles et financières.

P H A S E 4 - A C T I V I T É S D E S C R I P T I V E S

Cette quatrième phase regroupe l'ensemble des travaux menant à la production des renseignements nécessaires à la réalisation des activités d'évaluation (phase 5). Elle s'effectue selon le devis d'évaluation produit lors de la phase précédente. C'est au cours de cette phase que les données nécessaires pour estimer le risque pour chaque paramètre d'évaluation sont obtenues.

La réalisation des activités descriptives comprend trois étapes (figure 12) :

- **L'ANALYSE DES DONNÉES RÉTROSPECTIVES ;**
- **la RÉALISATION DES ANALYSES, DES MESURES ET DES ESSAIS ;**
- **la VALIDATION DES RENSEIGNEMENTS.**

Les deux premières étapes visent à générer les renseignements. L'étape 1 (Analyse des données rétrospectives) peut précéder l'étape 2 (Réalisation des analyses, des mesures et des essais), ou

encore se dérouler parallèlement à celle-ci, selon le devis d'évaluation. L'étape 3 (Validation des renseignements) s'effectue cependant en continu et parallèlement aux deux premières étapes.

L'étape 1 prend généralement plus d'importance lors d'une ÉRE préliminaire. Il est même possible que lors d'une ÉRE préliminaire l'étape 2 ne soit pas prévue.

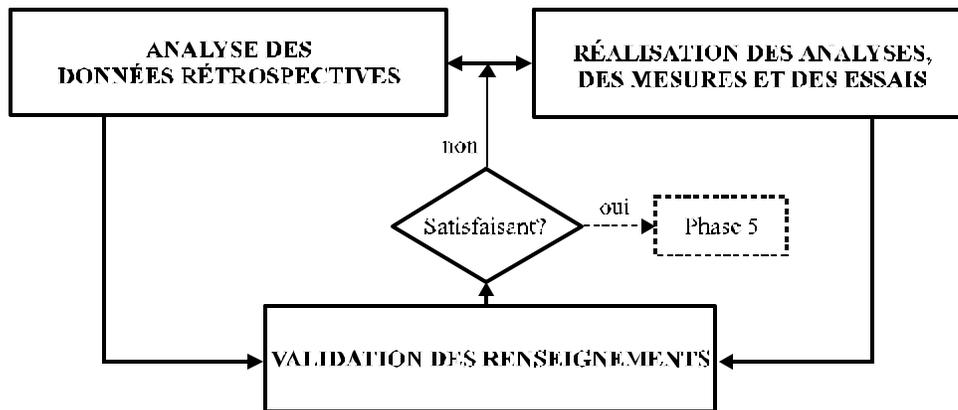


Figure 12 - Schéma des étapes de la phase 4

ÉTAPE 1 ANALYSE DES DONNÉES RÉTROSPECTIVES

L'analyse des données rétrospectives consiste à rechercher, à recueillir et à sélectionner, parmi les données et les renseignements disponibles, ceux qui répondent aux paramètres de mesure. Pour ce faire, une démarche pour le choix des données rétrospectives pertinentes est présentée à la figure 13.

La première activité de cette démarche consiste à rechercher les renseignements pertinents parmi les sources existantes⁸, comme :

- les rapports techniques et les études connexes sur la caractérisation du terrain et de ses environs;
- les ouvrages de référence scientifiques;
- les banques de données;
- les guides techniques;
- les experts.

Plusieurs de ces sources ont déjà été consultées en phase 1 lors de l'étape 1 (Analyse préalable des renseignements). Dans tous les cas, la source originale des renseignements doit être consultée afin de juger de la qualité des renseignements. L'accès aux données expérimentales originales permet aussi

⁸ Une description plus détaillée de différentes sources de données rétrospectives peut être trouvée dans Lugsdin et Breton (1996).

de vérifier l'adéquation du traitement des données en fonction des besoins de l'évaluation et, lorsque nécessaire, d'effectuer un traitement plus approprié des données.

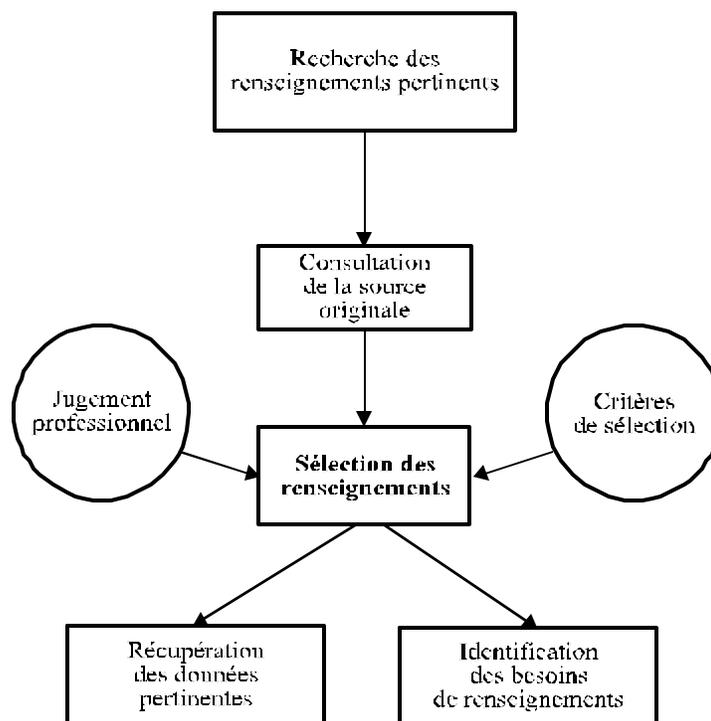


Figure 13 - Démarche pour le choix des données rétrospectives

En raison des nombreux facteurs à considérer pour le choix des renseignements à retenir, il est difficile d'établir, a priori, une liste de critères de sélection. C'est pourquoi le jugement professionnel de l'équipe d'évaluation joue un rôle déterminant dans le choix des données rétrospectives. Cependant, les critères retenus doivent au minimum permettre d'établir la pertinence de la donnée en fonction du paramètre de mesure visé et de juger de la qualité des renseignements en fonction des objectifs de qualité définis par le PACQ.

La sélection des données pertinentes permet aussi d'identifier les renseignements manquants pour répondre aux besoins de l'évaluation. Cette analyse des renseignements disponibles peut, dans certains cas, mener à des réajustements du devis d'évaluation et des activités prévues à l'étape suivante.

ÉTAPE 2 RÉALISATION DES ANALYSES, DES MESURES ET DES ESSAIS

Cette étape fait référence à la réalisation des activités de laboratoire et de terrain en vue de produire des données de nature physique, chimique, toxicologique et écologique en réponse aux paramètres de mesure identifiés dans le devis d'évaluation.

Elle s'initie par une clarification et un ajustement des besoins relatifs aux analyses, mesures et essais et des objectifs de qualité définis par le PACQ. Cette clarification est essentielle puisqu'elle permet

de fixer l'importance de l'effort à consentir pour atteindre le niveau de précision recherché et, lorsque nécessaire, de compenser pour les données qui n'ont pas été obtenues lors de l'analyse des données rétrospectives. De plus, elle permet d'actualiser la planification de la réalisation des analyses, des mesures et des essais qui est incluse à la programmation des activités et des ressources du devis d'évaluation (phase 3, étape 2).

ÉTAPE 3 VALIDATION DES RENSEIGNEMENTS

La validation des renseignements consiste essentiellement à s'assurer de la conformité des renseignements générés en fonction des objectifs de qualité du PACQ. Cette étape de validation doit être menée en parallèle et en interaction directe avec l'activité 1.1 de la phase 5. Les activités descriptives doivent s'ajuster aux besoins de l'évaluation, au fur et à mesure des difficultés rencontrées, qu'elles soient analytiques ou qu'elles découlent de l'évaluation.

Le PACQ doit être appliqué rigoureusement en validant constamment la conformité des renseignements générés en fonction des exigences prescrites par ce plan. Les renseignements jugés non conformes doivent être rejetés, à moins que l'on puisse fournir une justification adéquate pour leur utilisation.

PHASE 5 - ACTIVITÉS D'ÉVALUATION

Les activités d'évaluation ont pour but de traiter systématiquement les données provenant des activités descriptives (phase 4) afin de sélectionner et d'intégrer les données pertinentes à chaque méthode d'estimation du risque (phase 3, étape 1). Elles génèrent les résultats de l'évaluation en caractérisant le risque pour chaque paramètre d'évaluation en fonction des incertitudes s'y rattachant.

Deux étapes sont nécessaires à la réalisation des activités d'évaluation (figure 14) :

- **la COMPILATION ET L'ANALYSE DES DONNÉES**, qui sélectionne, parmi les données validées, celles qui sont pertinentes et conformes au devis d'évaluation. Une fois sélectionnées, les données sont intégrées dans chacune des composantes de la méthode d'estimation. C'est lors de cette première étape que les interactions et les ajustements avec les activités descriptives (phase 4, étape 3) ont cours;
- **la CARACTÉRISATION DU RISQUE**, qui génère les résultats de l'évaluation. Pour chaque paramètre d'évaluation, le niveau de risque est estimé à partir de l'exposition estimée et de la valeur de référence et interprété en fonction de l'incertitude associée aux différentes étapes de l'ÉRÉ préliminaire.

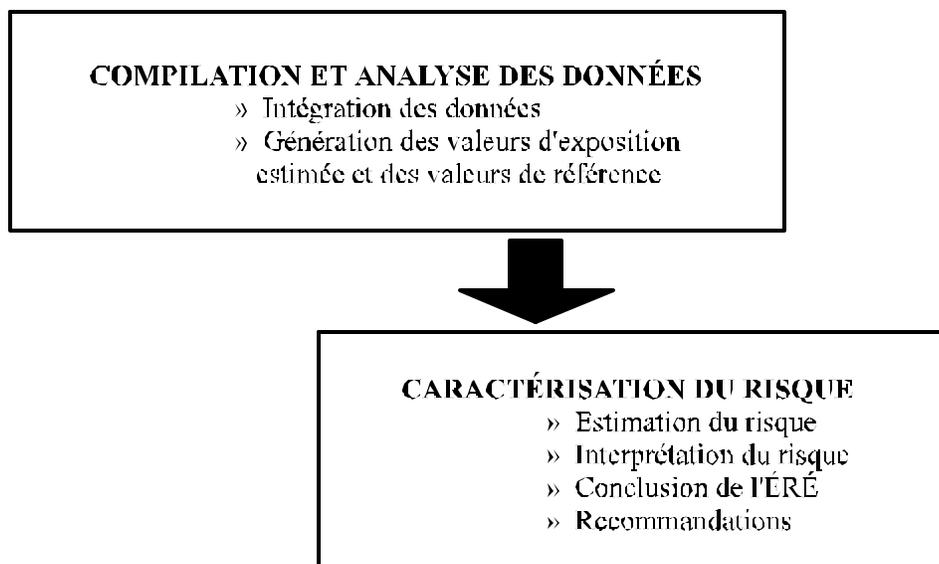


Figure 14 - Schéma des étapes et activités de la phase 5

ÉTAPE 1 COMPILATION ET ANALYSE DES DONNÉES

Cette étape se déroule en deux activités, soit :

- **l'intégration des données ;**
- **la génération des valeurs d'exposition estimée et des valeurs de référence.**

Ces deux activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Lors de ces activités, une attention doit être accordée à la description et à l'estimation des incertitudes.

Il faut également s'assurer que les différentes données sont compatibles entre elles et conformes aux limites spatiales et temporelles de l'évaluation (Perez, 1995). À titre d'exemple, la figure 15 illustre les relations entre le niveau d'organisation biologique, certains types de données descriptives et les échelles spatiales et temporelles. La compilation et l'analyse des données doivent également permettre de juger de la conformité des renseignements par rapport au devis d'évaluation et d'identifier les besoins en données descriptives complémentaires.

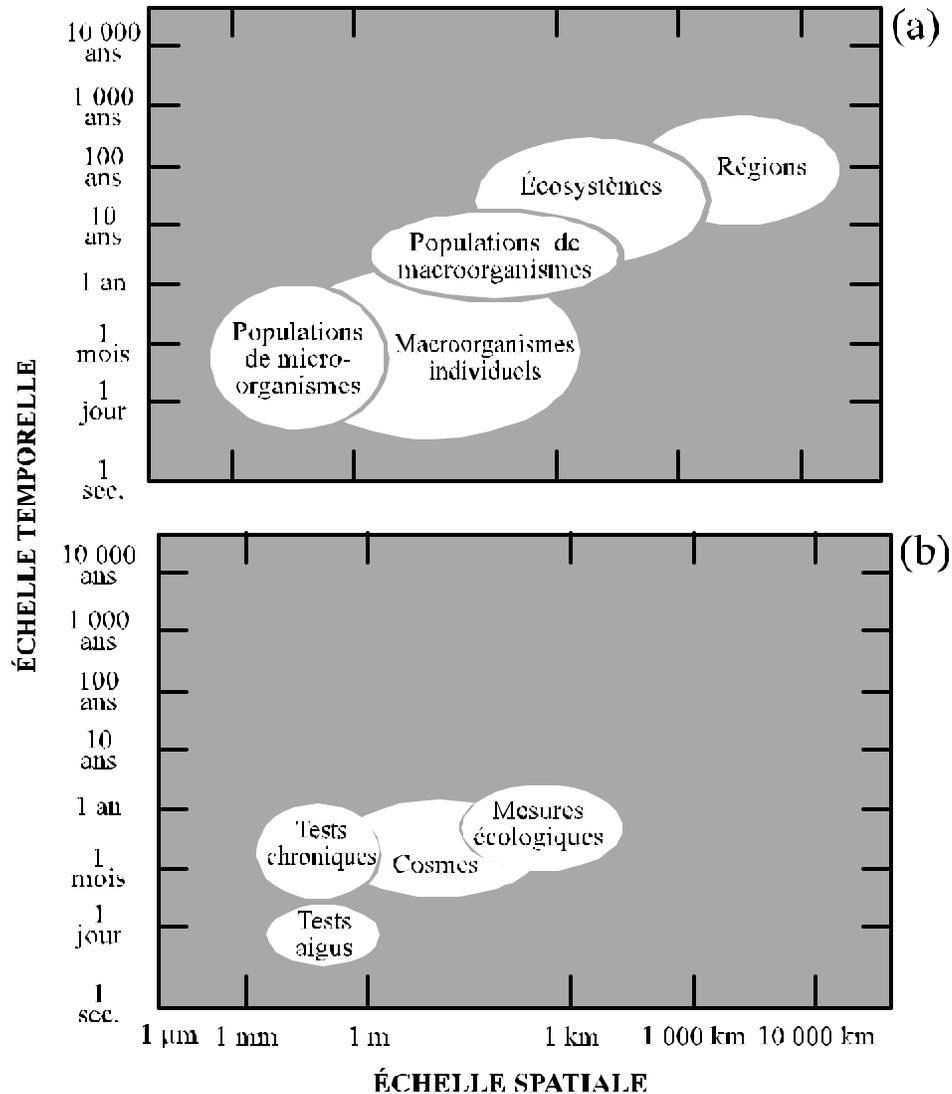


Figure 15 - Illustration des échelles spatiale et temporelle relatives à la réponse à un agent stressant en fonction (a) des niveaux d'organisation biologique et (b) des données descriptives (adaptée de Suter, 1993)

Activité 1.1 Intégration des données

Cette activité consiste à compiler et à analyser les données descriptives de façon à pouvoir juger si elles sont en quantité et en qualité suffisantes. Elle se fait en interaction avec l'étape de validation des renseignements de la phase 4 (étape 3). Pour intégrer les données, il peut être utile d'utiliser le modèle du cheminement analytique présenté à l'annexe 8. Quoi qu'il en soit, une démarche systématique d'intégration des données permet de dégager des renseignements qui sont utiles lors de l'étape de caractérisation du risque.

Activité 1.2 Génération des valeurs d'exposition estimée et des valeurs de référence

La génération des valeurs d'exposition estimée et des valeurs de référence s'effectue, pour chaque paramètre d'évaluation, en résolvant les numérateurs et les dénominateurs de la méthode d'estimation.

- La valeur d'**exposition estimée** repose sur les niveaux de contact établis entre le récepteur et l'agent stresseur en fonction de sa biodisponibilité. Elle intègre à la méthode d'estimation du risque (phase 3, activité 1.2) les données et renseignements obtenus lors de la phase 4. Une attention particulière doit être portée aux unités décrivant l'exposition. Celles-ci doivent être compatibles avec les unités utilisées pour la valeur de référence. Par exemple, une valeur d'exposition estimée utilisant des unités du type « mg/kg de sol » n'a que peu d'utilité si la valeur de référence est présentée en « mg/kg de poids corporel/jour ».

On doit également présenter, conjointement à la valeur d'exposition estimée, les renseignements pertinents et nécessaires à l'interprétation de l'exposition, comme le stade de vie ainsi que la distribution spatiale et temporelle du récepteur, les différentes dimensions de l'exposition (intensité, durée, fréquence, périodicité, variations géographiques), les extrapolations, les données manquantes, les analyses statistiques et les modèles utilisés.

- La **valeur de référence** représente le niveau d'effets néfastes jugés acceptables. Elle est basée sur la relation entre l'amplitude de la réponse écotoxicologique et certaines dimensions de l'exposition du récepteur comme l'intensité, la durée, la fréquence et le moment. Elle doit également présenter les renseignements nécessaires à l'interprétation de la relation agent stresseur/réponse, comme le stade de vie du récepteur, les évidences de causalité, les extrapolations, les données manquantes, les analyses statistiques et les modèles utilisés.

ÉTAPE 2 CARACTÉRISATION DU RISQUE

La caractérisation du risque consiste donc à intégrer les renseignements provenant de l'étape précédente et à interpréter les risques estimés obtenus, principalement sur la base de l'incertitude qui leur est associée. Cette étape se finalise par une conclusion et des recommandations portant sur l'ensemble des résultats de l'ÉRE.

La caractérisation du risque comporte quatre activités, soit :

- **l'estimation du risque;**
- **l'interprétation du risque;**
- **la conclusion de l'ÉRE;**
- **les recommandations.**

Les deux premières activités sont réalisées de façon indépendante pour chaque paramètre d'évaluation. La troisième activité, soit la conclusion de l'ÉRE, porte sur l'ensemble des résultats de l'évaluation. La quatrième activité vise à élaborer les recommandations qui sont issues de la conclusion de l'ÉRE.

Ces quatre activités sont décrites dans les pages qui suivent.

Activité 2.1 Estimation du risque

Cette activité consiste à résoudre, pour chaque paramètre d'évaluation, l'équation de la méthode d'estimation du risque (phase 3, étape 1). Lorsqu'un risque estimé présente un quotient supérieur à 1 – et donc qu'une ÉRÉ quantitative est envisageable – il est fortement recommandé de réaliser une analyse de sensibilité sur les éléments de la méthode d'estimation du risque (phase 3, activité 1.2). Cette analyse permet d'identifier les éléments qui ont le plus d'influence sur le risque estimé. Ces renseignements sont utiles pour élaborer des recommandations quant aux suites à donner à l'ÉRE préliminaire.

Activité 2.2 Interprétation du risque

Cette activité constitue une contrepartie essentielle de l'estimation du risque. Ainsi, chaque risque estimé fournit une description qualitative de l'amplitude de la réponse écotoxicologique liée à un paramètre d'évaluation. Cependant, cette description ne prend pas ou peu en compte les considérations qui ont trait à l'incertitude. L'interprétation du risque doit préciser la façon dont le paramètre d'évaluation a été inféré à partir de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » et dégager les incertitudes inhérentes au risque estimé obtenu. L'interprétation du risque se fait donc principalement sur la base d'une analyse finale de l'incertitude inhérente à l'évaluation.

L'analyse finale de l'incertitude nécessite une révision et une synthèse des sources d'incertitudes prédominantes, des techniques et moyens utilisés pour en tenir compte et de leur impact sur le risque estimé. Elle s'effectue donc sur la base du PSAI et du PACQ associés à la méthode d'estimation du risque (phase 3, étape 1). À titre d'exemple, les éléments suivants peuvent être considérés lors de cette activité :

- connaissance limitée de l'écosystème;
- variations extrêmes du système, échelles spatiales et temporelles inadéquates;
- modèles, paramètres et voies d'exposition inappropriées;
- erreurs dans le traitement et la compilation des données;
- erreurs de simulation (programmation, entrée des données);
- erreurs de conception, d'analyse et de contrôle de la qualité;
- potentiel d'interactions.

Par ailleurs, l'analyse finale de l'incertitude s'effectue selon les composantes suivantes :

- incertitude associée à l'exposition estimée;
- incertitude associée à la valeur de référence;

- incertitude associée au risque estimé;

par exemple : prémisses utilisées, restrictions applicables, erreurs et variabilité associées aux données utilisées, extrapolations, biais introduits.

L'analyse finale de l'incertitude doit identifier les termes de la méthode d'estimation du risque dont l'incertitude a le plus d'influence sur le résultat. L'impact de ces termes incertains sur la précision et la crédibilité du risque estimé doit finalement être analysé.

Activité 2.3 Conclusion de l'ÉRE

La conclusion de l'ÉRE comporte deux aspects :

- dans un premier temps, un jugement global doit être porté sur chaque hypothèse qui a fait l'objet de l'évaluation en fonction de l'ensemble des résultats obtenus pour les paramètres d'évaluation s'y rapportant;
- dans un deuxième temps, l'ensemble de l'évaluation est résumé de façon à tirer des conclusions relativement à la règle de décision et au respect des niveaux de précision définis lors des étapes 2 et 3 de la phase 2.

Activité 2.4 Recommandations

Finalement, des recommandations sont formulées quant aux suites à donner à l'évaluation. Il s'agit donc de recommander, avec justifications à l'appui, si une ÉRE quantitative est nécessaire ou si on doit passer au prochain énoncé de décision (chapitre 4, activité 1.2). Dans le premier cas, des recommandations quant à la portée de l'ÉRE quantitative doivent également être formulées.

PHASE 6 - ACTIVITÉS DE COMMUNICATION

Cette dernière phase de réalisation d'une ÉRE préliminaire vise à assurer la clarté et la transparence lors de la communication des résultats de l'évaluation à l'équipe de gestion.

Deux étapes sont nécessaires à la réalisation des activités de communication (figure 16) :

- **la RÉDACTION DU RAPPORT;**
- **le TRANSFERT DES RÉSULTATS.**

Ces deux étapes sont requises afin de favoriser une compréhension commune de l'ÉRE préliminaire et de ses résultats chez les équipes de gestion et d'évaluation.

Par contre, cette phase n'est pertinente que dans le contexte où une ÉRÉ quantitative n'est pas réalisée. Dans le cas contraire, les activités de communication de l'ÉRÉ préliminaire se limitent à l'étape 2 et se concentre sur la justification de poursuivre en ÉRÉ quantitative.

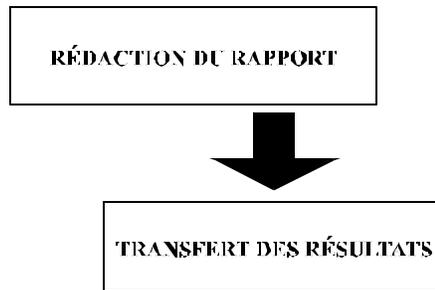


Figure 16 - Schéma des étapes et activités de la phase 6

ÉTAPE 1 RÉDACTION DU RAPPORT

Le rapport d'ÉRÉ constitue le registre de l'évaluation qui a été réalisée. Il doit contenir tous les renseignements nécessaires pour réviser l'ÉRÉ. Outre les sections usuelles (avant-propos, table des matières, listes des figures et des tableaux, références et annexes), ce rapport comporte trois sections : le **Sommaire**, la **Section A**, qui présente l'introduction et le contexte (l'objectif général de l'évaluation et les trois premières phases de réalisation) et la **Section B**, qui présente les activités descriptives (matériel et méthodes, résultats, discussion), les activités d'évaluation (compilation et analyse des données, caractérisation du risque) et les recommandations découlant de l'ÉRÉ. Les prochains paragraphes précisent le contenu de ces trois sections.

- **Sommaire**

Résumé général de l'ÉRÉ. On doit y trouver suffisamment de renseignements sur chacune des sections du rapport afin de dégager un portrait fidèle de l'ÉRÉ. Cette section doit utiliser un langage adapté à un auditoire de non initiés.

- **Section A**

- Introduction

Présentation générale du terrain à l'étude, de son historique et des études qui y ont déjà été réalisées (ex. : étude de caractérisation).

- Contexte

Présentation de l'objectif de l'évaluation et résumé détaillé des trois premières phases de réalisation. Les éléments suivants doivent y être abordés :

- *objectif de l'évaluation;*
- *modèle conceptuel;*
- *outils descriptifs;*
- *méthodologie d'évaluation.*

Le compte rendu de planification et le devis d'évaluation doivent être annexés au rapport.

- **Section B**

- Activités descriptives

Il s'agit de la partie technique de cette section. On y trouve une description des méthodologies utilisées ainsi que la présentation des résultats obtenus pour l'ensemble des paramètres de mesure. On doit y trouver les sous-sections suivantes :

- *Matériel et méthodes :*

- *méthodologie de recherche des données provenant des sources de référence.;*
- *présentation des tests, essais, etc.;*
- *procédure d'assurance et de contrôle de la qualité.*

- *Résultats :*

- *présentation des données sélectionnées ou générées; les données brutes doivent être présentées en totalité, avec leurs unités détaillées (ex. : mg/l et non ppm) afin de permettre la vérification ultérieure des calculs (l'utilisation d'annexes est recommandée).*

- *Discussion :*

- *doit porter principalement sur la validation des données et sur les difficultés qui ont été éprouvées.*

- Activités d'évaluation

Il s'agit du cœur du rapport. Les renseignements doivent y être suffisamment détaillés pour permettre de juger de la qualité de l'évaluation et pour s'assurer qu'elle correspond aux besoins de gestion. On doit y trouver pour chaque paramètre d'évaluation :

- *Compilation et analyse des données :*

- *calcul des valeurs d'exposition estimée;*
- *calcul des valeurs de référence.*

- *Caractérisation du risque :*

- *estimation du risque;*
- *interprétation du risque;*
- *conclusions de l'ÉRE.*

- Recommandations découlant de l'ÉRE

Résumé général des résultats de l'ÉRE dans la perspective des besoins de gestion. On y formule les recommandations en fonction des résultats de l'ÉRE et de l'incertitude s'y rattachant.

ÉTAPE 2 TRANSFERT DES RÉSULTATS

Une rencontre dans le but de transférer les résultats de l'ÉRE doit avoir lieu lors du dépôt du rapport. L'équipe d'évaluation présente alors l'ensemble des sections du rapport d'évaluation à l'équipe de gestion. Les considérations suivantes doivent être abordées :

- le modèle conceptuel élaboré;
- les hypothèses de perturbation retenues et les paramètres d'évaluation qui leur sont associés;
- le choix de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour chaque paramètre d'évaluation;
- la caractérisation du risque pour chaque paramètre d'évaluation (le scénario spécifique; la méthode d'estimation du risque; le risque estimé obtenu; les incertitudes s'y rattachant);
- une discussion générale des résultats de l'ÉRE, les conclusions et les recommandations.

L'importance de cette rencontre ne doit pas être sous-estimée. Une compréhension commune des résultats doit être visée afin de minimiser les mésententes quant à la portée et à la signification des résultats de l'ÉRE ainsi qu'à leurs limites d'utilisation à l'intérieur des activités de gestion.

CHAPITRE 6

PHASES DE RÉALISATION D'UNE ÉRÉ QUANTITATIVE

L'ÉRE quantitative vise essentiellement à caractériser, avec un niveau adéquat de précision et d'incertitude, le risque lorsque l'ÉRE préliminaire ne démontre pas l'absence de risque significatif (quotient > 1). Ce type d'évaluation porte sur les récepteurs, les contaminants ou les conditions d'exposition qui ont été identifiés comme problématiques lors de l'ÉRE préliminaire. Elle est caractérisée par l'utilisation de méthodes quantitatives et repose sur la collecte de données spécifiques ainsi que sur l'utilisation de modèles prédictifs. L'ÉRE quantitative calcule donc la probabilité qu'un effet néfaste puisse affecter un récepteur spécifique.

La portée et les spécifications de l'ÉRE quantitative sont déterminées à la fin de l'ÉRE préliminaire et sont rapportées dans les recommandations de la caractérisation du risque qui termine le premier stade itératif de l'évaluation du risque écotoxicologique.

Comme mentionné, une ÉRE se réalise en six phases linéaires. Les généralités applicables tant à l'ÉRE préliminaire qu'à l'ÉRE quantitative se trouvent au chapitre 5. Le présent chapitre précise les caractéristiques spécifiques à la réalisation d'une ÉRE quantitative, sans reprendre les éléments de l'ÉRE qui sont communs aux deux stades itératifs de l'ÉRE. Ainsi, une connaissance adéquate du chapitre précédent constitue un préalable nécessaire à la compréhension du chapitre actuel.

En raison de son caractère beaucoup plus spécifique à la problématique à l'étude et de la possibilité d'aborder l'estimation du risque de différentes façons, il n'est pas possible d'orienter l'ÉRE quantitative aussi précisément que l'ÉRE préliminaire. Il est donc recommandé que l'équipe d'évaluation contacte le Groupe conseil en évaluation écotoxicologique avant d'entreprendre la réalisation d'une ÉRE quantitative de manière à s'entendre a priori sur la manière dont une telle évaluation doit être élaborée.

PHASE 1 - MODÈLE CONCEPTUEL

Cette première phase a pour but de réviser et de préciser le modèle conceptuel écotoxicologique du terrain à l'étude qui a été établi lors de la phase équivalente de l'ÉRE préliminaire. Il s'agit aussi de revoir les hypothèses de perturbation associées aux paramètres d'évaluation pour lesquelles un risque estimé supérieur à un a été obtenu.

ÉTAPE 1 ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS

Cette étape vise à mettre à jour la définition de la problématique écotoxicologique. On se rappelle que dans l'ÉRE préliminaire cette problématique a été définie à partir des renseignements existants et à la suite d'une visite d'observation qualitative du terrain à l'étude et de ses environs. Au cours de cette évaluation, différentes activités ont cependant conduit à identifier les biais et difficultés relatifs à ces renseignements ainsi que les besoins et les moyens pour obtenir ceux-ci. Sur la base de ces données, cette étape est orientée de manière à cibler les éléments qui demandent un effort de collecte de renseignements supplémentaires afin de clarifier et de préciser la problématique écotoxicologique et de permettre une meilleure définition du modèle conceptuel.

Activité 1.1 Analyse des renseignements disponibles

Cette activité consiste à bonifier l'analyse effectuée lors de l'ÉRE préliminaire. Il s'agit essentiellement d'examiner les renseignements découlant de l'ÉRE préliminaire et de les mettre en parallèle avec ceux analysés antérieurement.

Il doit donc y avoir révision de l'ensemble des renseignements de l'ÉRE préliminaire. Le recours à des outils comme l'analyse de sensibilité appliqués aux équations utilisées lors de l'ÉRE préliminaire pour estimer le risque peut s'avérer utile pour préciser les besoins en renseignements supplémentaires relativement aux différentes considérations : la source, l'agent stressant, l'écosystème, le récepteur et la réponse appréhendée.

Les renseignements doivent être analysés sur la base des mêmes critères que dans l'ÉRE préliminaire, à savoir la qualité, la pertinence et l'exhaustivité. Cette analyse doit prendre en considération les biais et les difficultés relatifs à ces renseignements ainsi que l'adéquation de ceux-ci avec la portée et les spécifications de l'ÉRE quantitative.

Activité 1.2 Visite de terrain

En ÉRE quantitative, cette activité peut être utile pour finaliser l'analyse des renseignements disponibles. Les questions s'étant précisées à la suite de l'ÉRE préliminaire, une visite de terrain visant à effectuer certains relevés spécifiques et complémentaires peut être utile au processus de révision du modèle conceptuel.

Activité 1.3 Définition de la problématique écotoxicologique

Cette activité consiste à réviser la problématique écotoxicologique établie lors de l'ÉRE préliminaire à la lumière des nouveaux renseignements générés aux activités précédentes. Comme dans l'ÉRE préliminaire, cette activité se termine par une synthèse et une analyse des renseignements selon les besoins de gestion (annexes 4 et 5).

ÉTAPE 2 ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL

Lors de cette étape, le modèle conceptuel initial élaboré en ÉRÉ préliminaire est ajusté et détaillé selon les renseignements découlant de l'ÉRE préliminaire et ceux obtenus à l'étape précédente. Il s'agit donc de raffiner le modèle conceptuel selon les nouveaux renseignements. Le tout permet d'améliorer la précision et la justesse des liens entre la source de stress en termes de caractéristiques et de comportement de la contamination (activité 2.1) et les particularités de l'écosystème ciblé en termes de récepteurs et de réponses écotoxicologiques appréhendées (activité 2.2). Cette révision du modèle conceptuel doit se centrer sur les hypothèses de perturbation potentielle qui ont été retenues à la suite de l'ÉRE préliminaire afin de réduire les sources d'incertitude qui leur sont rattachées en fonction des besoins de l'ÉRE.

Activité 2.1 Analyse de la source de stress

Cette activité consiste en une révision de la contamination et de son comportement environnemental sur la base des contaminants jugés préoccupants à la suite de l'ÉRE préliminaire. Il y a précision du portrait de la contamination établi en ÉRE préliminaire autant en termes d'importance qu'en termes d'espace et de temps. Les processus de transport et de transformation qui agissent sur la contamination sont également précisés.

Activité 2.2 Analyse de l'écosystème ciblé

Cette analyse utilise comme point de départ les récepteurs associés aux hypothèses retenues à la suite de l'ÉRE préliminaire. Elle vise à détailler pour ces récepteurs les relations trophiques et les voies d'exposition directes et indirectes, ainsi qu'à identifier les niveaux d'organisation biologique et les réponses écotoxicologiques pertinents.

Ainsi, dans un premier temps, les réseaux trophiques associés aux récepteurs retenus et leurs voies d'exposition aux contaminants jugés préoccupants sont précisés. Dans un deuxième temps, le niveau d'organisation biologique d'intérêt doit être identifié pour chaque récepteur. Cette identification se base sur la situation ayant conduit à la réalisation de l'ÉRE (chapitre 2, section 2.1), sur les résultats de l'ÉRE préliminaire, sur les besoins de gestion ainsi que sur des considérations écologiques (chapitre 3, section 3.2.3).

Pour les récepteurs associés à un des éléments déclencheurs liés à la protection de la diversité biologique (situation 1, chapitre 2, section 2.1), le niveau d'organisation biologique d'intérêt est l'**individu**.

Pour les autres récepteurs, la détermination du niveau d'organisation biologique exige de se remémorer l'une des notions fondamentales de l'ÉRE, à savoir la signification écologique (chapitre 3, section 3.2.3). Un facteur important lors de la réalisation d'une ÉRE consiste à distinguer, parmi les réponses observées ou potentielles des récepteurs, celles qui présentent une signification écologique. En principe, une réponse présente une signification écologique lorsqu'il s'agit d'un changement de la structure ou des fonctions de l'écosystème et que ce changement excède la variabilité naturelle.

Cependant, une multitude de changements peuvent survenir à un niveau biologique sans pour autant perturber les niveaux plus élevés. L'ÉRE doit donc tendre à vérifier si l'agent stressant affecte les

composantes de l'écosystème de manière à perturber ses structures ou ses fonctions. Dans ce contexte, une réponse au niveau de l'individu n'est pertinente que si elle provoque un changement au niveau de la population de cet organisme.

Ainsi, pour les récepteurs autres que ceux visant la protection de la diversité biologique, l'identification du niveau d'organisation pertinent des récepteurs à l'étude se fait selon les règles suivantes :

- Pour les récepteurs issus des entités biologiques ou écologiques identifiées lors de la planification (chapitre 4), le niveau d'organisation biologique d'intérêt est préférablement la **population**.
- Pour les autres récepteurs, le niveau d'organisation biologique d'intérêt est la **population** ou la **communauté**. Le choix de l'un ou l'autre de ces niveaux d'organisation est fonction de l'échelle spatiale, de l'échelle temporelle, du nombre d'espèces potentiellement exposées et des relations écologiques entre les espèces.

En ÉRÉ préliminaire, on se rappellera que les réponses écotoxicologiques appréhendées sont prédéfinies comme étant la survie et la reproduction, ou encore une fonction associée à une communauté microbienne. Il était alors présumé que ces réponses provoquaient un changement significatif de l'écosystème. Par contre, en ÉRÉ quantitative, il est nécessaire d'identifier les réponses écotoxicologiques appréhendées, tant directes qu'indirectes, selon le niveau d'organisation biologique d'intérêt identifié pour le récepteur. Le tableau 6 présente les réponses écotoxicologiques pertinentes en fonction du niveau d'organisation biologique des récepteurs.

Tableau 6 - Réponses écotoxicologiques associées aux niveaux d'organisation biologique des récepteurs

NIVEAU D'ORGANISATION DU RÉCEPTEUR	RÉPONSE ÉCOTOXICOLOGIQUE
Individu	Survie Reproduction
Population	Abondance
Communauté	Composition Biomasse Fonction

ÉTAPE 3 FORMULATION DES HYPOTHÈSES

Cette étape consiste à ajuster, sur la base des deux étapes précédentes, les hypothèses sur les mécanismes de perturbation potentielle retenues à la suite de l'ÉRÉ préliminaire. Elle se termine par l'examen critique (annexe 6) de chacune des hypothèses formulées pour l'ÉRÉ quantitative.

PHASE 2 - OUTILS DESCRIPTIFS

Cette seconde phase a pour but de déterminer les outils descriptifs qui servent à vérifier les hypothèses de perturbation retenues spécifiquement pour l'ÉRE quantitative et de spécifier a priori la façon dont les résultats de l'ÉRE quantitative orientent la prise de décision sur les mesures à prendre à la suite de l'évaluation.

En ÉRE quantitative, la participation de l'équipe de gestion lors des étapes de formulation des règles de décision et d'établissement des niveaux de précision (étapes 2 et 3) prend toute son importance. De même, la consultation du Groupe conseil en évaluation écotoxicologique tout au long de cette phase peut être avantageuse en termes de pertinence et d'efficacité des travaux.

ÉTAPE 1 DÉFINITION DES PARAMÈTRES

La définition des paramètres se fait par la même approche que celle utilisée en ÉRE préliminaire, c'est-à-dire tout d'abord en définissant les paramètres d'évaluation, puis en sélectionnant un ou plusieurs ensembles « paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour chaque paramètre d'évaluation.

Activité 1.1 Élaboration des paramètres d'évaluation

Il faut se rappeler qu'un paramètre d'évaluation doit répondre, en partie ou en totalité, à une hypothèse de perturbation potentielle générée par le modèle conceptuel. Sa portée doit aussi correspondre aux limites spatiales établies par ce modèle conceptuel.

Le libellé d'un paramètre d'évaluation est élaboré en tenant compte des éléments suivants :

- le récepteur et;
- la réponse écotoxicologique.

En ÉRE quantitative, bien que le niveau de réponse écotoxicologique associé au paramètre d'évaluation soit idéalement abordé sur une base continue, ce qui permet de dégager un profil complet du risque en fonction des différents niveaux de réponse, il peut aussi être abordé sur une base ponctuelle. Dans ce dernier cas, le paramètre d'évaluation doit également inclure le niveau d'action⁹.

Les mêmes caractéristiques souhaitables pour le paramètre d'évaluation que celles mentionnées en ÉRE préliminaire (tableau 4) s'appliquent également. Cependant, en ÉRE quantitative, certaines de ces caractéristiques prennent une plus grande importance.

⁹ Voir l'étape suivante et le glossaire pour plus de détails.

Activité 1.2 Sélection de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation »

Au moins un ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » doit être défini pour chaque paramètre d'évaluation (encadré 10). Il doit permettre d'estimer adéquatement le paramètre d'évaluation auquel il est associé.

- **Paramètre de mesure**
 - Le paramètre de mesure doit, préférablement, correspondre à un intervalle ou à une distribution des valeurs possibles.
- **Outil de relation**
 - L'outil de relation prend généralement la forme d'une relation empirique ou mécaniste. Le recours à des facteurs d'extrapolation est à éviter si possible.

Encadré 10 - À propos de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation »

Au niveau de l'individu, les effets liés à la survie et à la reproduction sont généralement étudiés à l'aide de tests de toxicité. Pour les niveaux d'organisation supérieurs (population, communauté), les effets peuvent être observés directement pour les organismes de petite taille et à aire localisée (ex. : microflore du sol, faune du sol, petit mammifère, flore herbacée). Au niveau des organismes de grande taille et à aire plus étendue (ex. : carnivores, avifaune, flore arborescente), les effets directs sont principalement établis par l'extrapolation des mesures au niveau de l'individu vers des réponses au niveau de la population à l'aide de modèles appropriés. Dans certains cas, les paramètres de mesure correspondent directement au paramètre d'évaluation, comme la réalisation d'une étude de terrain servant à mesurer directement la réduction de l'abondance d'une population. Cependant, dans la plupart des cas, la mesure directe demeure impossible, et des mesures indirectes sont alors utilisées pour estimer le paramètre d'évaluation. Ainsi, un paramètre d'évaluation se rapportant à la capacité reproductive d'une population de vertébrés terrestres peut être estimé à l'aide d'une relation exposition-réponse dérivée de données de toxicité issues des ouvrages scientifiques de référence, combinées à des estimations d'exposition sur le terrain. Par ailleurs, pour augmenter le niveau de confiance envers le paramètre d'évaluation, il peut être avantageux d'utiliser plus d'une façon pour l'estimer. À titre d'exemple, il est possible d'utiliser une méthode basée sur une étude de terrain et une autre basée sur les mesures toxicologiques effectuées en laboratoire.

Le tableau 7 constitue un exemple d'un paramètre d'évaluation et de son ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation ».

ÉTAPE 2 ÉLABORATION DES RÈGLES DE DÉCISION

La règle de décision consiste en une transformation de l'énoncé de décision (chapitre 4, activité 1.2) afin d'y intégrer la logique décisionnelle. En ÉRÉ quantitative, il y a généralement, pour un énoncé de

décision, une règle de décision pour chaque paramètre d'évaluation, contrairement à l'ÉRE préliminaire où une seule règle de décision permet de couvrir l'ensemble des paramètres d'évaluation.

Tableau 7 - Exemple simplifié d'un paramètre d'évaluation et de son ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour une hypothèse de perturbation potentielle en ÉRÉ quantitative

HYPOTHÈSE	
L'utilisation du terrain contaminé et des environs par les campagnols des champs expose ces derniers aux contaminants x, y et z, ce qui provoque une diminution de leur abondance.	
PARAMÈTRE D'ÉVALUATION¹	
Probabilité d'observer une diminution supérieure à X % ² de l'abondance des campagnols des champs utilisant le terrain et ses environs.	
Distribution des probabilités d'observer différents niveaux de diminution de l'abondance des campagnols des champs utilisant le terrain et ses environs.	
ENSEMBLE « PARAMÈTRES DE MESURE/OUTIL(S) DE RELATION »	
PARAMÈTRES DE MESURE	OUTILS DE RELATION
Analyse de la contamination superficielle du sol Analyse de la contamination des végétaux Données de toxicité à long terme sur la survie et la reproduction du campagnol des champs ou d'une espèce substitut Facteurs d'exposition pour le campagnol des champs ou une espèce substitut Données sur la dynamique de population pour les campagnols des champs	Extrapolation des données de toxicité selon la variabilité de sensibilité interspécifique (si nécessaire) Extrapolation des facteurs d'exposition selon la variabilité interspécifique (si nécessaire) Modèle de dynamique de population

¹ À titre d'illustration, l'exemple présente deux formulations possibles pour le paramètre d'évaluation : la première abordant la réponse écotoxicologique sur une base ponctuelle, la deuxième abordant sur une base continue.

² La valeur exacte est confirmée à l'étape suivante lors de l'établissement du niveau d'action.

Une règle de décision intègre généralement les éléments suivants :

- **un paramètre d'évaluation;**
- **un descripteur statistique;**
- **un niveau d'action;**
- **les mesures à prendre.**

Les prochains paragraphes précisent les activités associées au choix du descripteur statistique, à l'établissement du niveau d'action et à la formulation de la règle de décision.

Le choix d'un descripteur statistique est dépendant du type de résultats désiré. Le descripteur statistique (moyenne géométrique, 5 ou 95^e percentile, limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % d'une mesure statistique, etc.) doit être précisé afin d'orienter adéquatement la suite de l'évaluation.

Le niveau d'action représente les valeurs numériques permettant de choisir la mesure à prendre en fonction du résultat qui est obtenu pour le paramètre d'évaluation. Tout en faisant appel au jugement professionnel des équipes d'évaluation et de gestion, il peut être établi sur les bases suivantes :

- le niveau de protection associé à l'usage prévu du terrain (chapitre 2, section 2.2);
- la comparaison avec un terrain de référence;
- les facteurs sociaux, politiques et économiques pertinents à la prise de décision.

Le niveau d'action réfère principalement à la réponse écotoxicologique (ex. : X % de diminution de l'abondance). Il doit également inclure, lorsque considéré dans le paramètre d'évaluation, le niveau de probabilité nécessaire pour considérer que le niveau de réponse préoccupant est atteint¹⁰ (ex. : probabilité égale ou supérieure à Y %).

Une fois tous les éléments en place, **la formulation de la règle de décision** se réalise simplement en les agençant de manière à ce que la décision à prendre soit évidente selon le résultat qui est obtenu pour le paramètre d'évaluation. Dans le cas du premier paramètre d'évaluation présenté à titre d'exemple au tableau 7, la règle de décision peut être :

Si, sur la base de la moyenne géométrique, la probabilité d'observer une diminution supérieure à X % de l'abondance des campagnols des champs dans le secteur à l'étude est plus grande que Y %, alors un critère spécifique de restauration doit être généré, sinon la PÉRE est terminée pour ce paramètre d'évaluation.

Il s'agit là d'un exemple idéal de formulation d'une règle de décision. Il n'est pas toujours possible d'obtenir un tel niveau de détail. Néanmoins, les règles de décision doivent permettre de connaître a priori quelle mesure sera prise selon les résultats possibles pour un paramètre d'évaluation.

ÉTAPE 3 ÉTABLISSEMENT DES NIVEAUX DE PRÉCISION

Contrairement à l'ÉRE préliminaire, pour laquelle cette étape n'aborde que le degré de conservatisme nécessaire pour minimiser à un niveau acceptable la possibilité d'obtenir des faux négatifs, l'établissement des niveaux de précision en ÉRE quantitative vise tant les faux positifs que les faux négatifs. Ceci requiert l'utilisation d'une approche systématique permettant de quantifier les niveaux de précision nécessaires.

¹⁰ Il ne faut pas confondre ce niveau de probabilité avec les niveaux de précision qui sont établis lors de l'étape 3.

La quantification des niveaux de précision se fait pour chacun des paramètres d'évaluation. Pour arriver à un tel résultat, l'étendue possible de la réponse écotoxicologique doit d'abord être déterminée. Par la suite, les erreurs de décision et les conséquences de chacune d'elles doivent être identifiées. Ensuite, les niveaux tolérables de probabilité d'une décision erronée sont assignés. Les prochains paragraphes présentent les caractéristiques de chacune de ces activités.

La détermination de l'étendue possible de la réponse écotoxicologique vise à établir, sur la base des études antérieures et du jugement professionnel, les limites inférieure et supérieure des valeurs possibles pour la réponse écotoxicologique. Lorsque le niveau d'action est défini en termes de pourcentage (ex. : X % de réduction), l'étendue est généralement équivalente à toute la gamme de pourcentages (0 - 100 %).

L'erreur de décision se définit en fonction du niveau d'action. L'erreur se produit lorsque les résultats de l'évaluation font conclure que le niveau de réponse écotoxicologique pour le paramètre d'évaluation se situe d'un côté du niveau d'action, alors qu'en réalité sa « vraie valeur » se situe de l'autre côté.

En ÉRÉ, les erreurs de décision sont les suivantes :

- conclure que la valeur obtenue pour le paramètre d'évaluation est supérieure au niveau d'action, alors qu'en fait elle lui est inférieure (faux positif);
- conclure que la valeur obtenue pour le paramètre d'évaluation est inférieure au niveau d'action, alors qu'en fait elle lui est supérieure (faux négatif).

Lorsque les erreurs de décision sont identifiées, on doit évaluer les conséquences potentielles de chacune pour les différentes valeurs de l'étendue possible de la réponse écotoxicologique précédemment définie. Ces conséquences peuvent être d'ordre écologique, économique, sociale ou autre.

Les **niveaux tolérables de probabilité** d'obtenir des faux positifs ou des faux négatifs sont définis en fonction de l'identification des erreurs de décision et du jugement professionnel. L'établissement de ces probabilités se fait de part et d'autre du niveau d'action, sur toute l'étendue possible de la réponse écotoxicologique. Ceci reflète les niveaux tolérables de prendre une décision erronée.

Pour ce faire, on peut procéder de la façon suivante : une valeur de 0,01 (1 %) est initialement utilisée comme niveau tolérable de prendre une décision erronée; en fonction des conséquences potentielles associées aux erreurs de décision, une valeur supérieure (ex. : 0,05) peut être assignée à une partie de l'étendue possible de la réponse écotoxicologique; chaque fois qu'un niveau supérieur à 0,01 est assigné, les raisons qui justifient ce choix doivent être explicitées.

Finalement, les niveaux de précision peuvent être présentés à l'intérieur d'un tableau synthèse (**encadré 11**). Ils sont utilisés afin d'ajuster la méthode d'estimation du risque (phase 3, activité 1.2) et de planifier les activités descriptives (phase 4). Ils servent également à juger de l'opportunité de poursuivre l'évaluation par l'entremise d'une itération de l'ÉRE quantitative.

Encadré 11 - Exemple d'un tableau des niveaux de précision établis pour un paramètre d'évaluation dont la réponse écotoxicologique peut varier de 0% à 100 % et dont le niveau d'action est de 25 %

« Vraie » valeur	Décision juste	Décision erronée	Erreurs de décision	Probabilité tolérable d'une décision erronée
< 20 %	n'excède pas	excède	faux positif	faible (0,1)
20 - 25 %	n'excède pas	excède	faux positif	faible à modérée (0,2)
25 - 50 %	excède	n'excède pas	faux négatif	faible (0,05)
> 50 %	excède	n'excède pas	faux négatif	très faible (0,01)

PHASE 3 - MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION

Cette troisième phase comprend les activités qui servent à mettre en relation les paramètres d'évaluation et les ensembles «paramètres de mesure/outil(s) de relation» en vue de dégager et d'interpréter les risques estimés correspondant aux besoins de gestion.

ÉTAPE 1 DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION

La définition de la méthode d'estimation regroupe l'ensemble des activités visant à élaborer précisément la façon dont le risque écotoxicologique est estimé pour chaque paramètre d'évaluation.

Activité 1.1 Élaboration des scénarios spécifiques

En ÉRÉ quantitative, cette activité conduit à l'élaboration, pour chaque paramètre d'évaluation, d'un scénario spécifique du type «meilleure approximation possible». Ainsi, au lieu d'ajuster les paramètres de mesure de manière à leur attribuer des caractéristiques extrêmes mais réalistes comme dans l'ÉRÉ préliminaire, en ÉRÉ quantitative, chaque scénario spécifique s'élabore en retenant du modèle conceptuel les éléments pertinents au paramètre d'évaluation et en ajustant les paramètres de mesure de façon à ce qu'ils puissent être décrits par des distributions de valeurs réalistes.

Activité 1.2 Description de la méthode

Cette activité consiste à élaborer, pour chaque scénario spécifique, l'équation ou le modèle qui constitue la méthode d'estimation du risque. En ÉRÉ quantitative, le recours à un cheminement analytique formel (Suter *et al.*, 1994) est conseillé afin d'aider à structurer la méthode d'estimation du risque et à en préciser les différents termes (annexe 8).

Pour chaque paramètre d'évaluation, le risque doit être estimé à l'aide d'une méthode quantitative qui produit un résultat qui répond à la règle de décision correspondante et qui est conforme aux niveaux de précision attendus. Il existe différentes méthodes d'estimation du risque pouvant être utilisées en ÉRÉ quantitative. Il s'agit de méthodes stochastiques basées sur des principes statistiques et probabilistes. Leur choix est aussi dépendant des données qui sont nécessaires à leur application.

Les risques estimés produits à l'aide de ces méthodes se présentent généralement sous la forme d'écart statistiques ou de distribution de probabilité. Ces méthodes permettent ainsi d'intégrer quantitativement au risque estimé l'influence de la variabilité et de l'erreur associées à l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » utilisé. La figure 17 présente des exemples de relations pouvant être obtenues à partir des méthodes stochastiques.

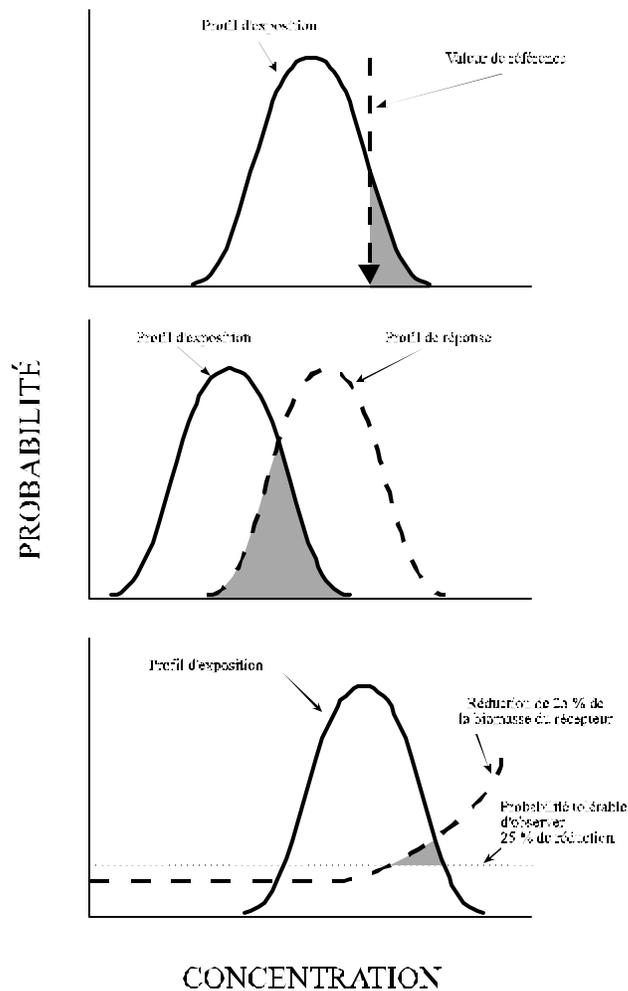


Figure 17 - Exemple de relation obtenue à partir des méthodes stochastiques

Les paragraphes qui suivent présentent trois catégories de méthodes pouvant être appliquées lors d'une estimation quantitative du risque.

- **Les méthodes empiriques**

Les méthodes empiriques font référence aux analyses directes sur les données disponibles ou à l'utilisation de procédures strictement statistiques. On y trouve des méthodes qui comparent des distributions de données d'exposition et de données de réponses afin d'élaborer des risques estimés probabilistes. Dans ces cas, le niveau de risque est fonction du degré de superposition des deux distributions.

D'autres méthodes empiriques moins usuelles sont également applicables. Mentionnons à titre d'exemple les modèles de régression dont l'objectif est de déterminer le meilleur ajustement entre une série de données observées ou mesurées et un modèle mathématique postulé. L'un des avantages de cette approche est la possibilité d'estimer le risque avec un intervalle de confiance. Cependant, comme ces modèles ne considèrent pas les relations causales entre les variables, ils doivent être utilisés avec précaution.

Les méthodes empiriques utilisées pour la caractérisation du risque ont donc des avantages clairs :

- les relations quantitatives établies entre l'agent stressant et la réponse permettent une estimation du risque à laquelle est associée un niveau de confiance statistique;
- le niveau de risque est généralement facile à calculer étant donné le modèle utilisé;
- le domaine d'applicabilité du modèle est connu.

Les principales limites de ces méthodes sont liées aux besoins en données fiables et en quantité parfois importante ainsi qu'à la nature statistique de la relation entre l'exposition et la réponse.

- **Les méthodes mécanistes**

Les méthodes mécanistes se basent sur la représentation mathématique de mécanismes physiques, chimiques et biologiques permettant de simuler les processus écologiques et toxicologiques de manière à traduire un stress mesuré ou observé en réponse. Ces modèles sont bâtis sur un ensemble de prémisses et d'hypothèses sur les mécanismes intervenant dans le système considéré.

Les modèles mécanistes prennent de plus en plus d'importance en ÉRÉ. Ils ont l'avantage d'inclure, a priori, les renseignements sur le comportement d'un écosystème. Par conséquent, ils ne dépendent pas d'observations faites sur l'écosystème alors qu'il est sous l'influence de l'agent stressant. Cependant, ces modèles requièrent une connaissance approfondie des processus écologiques, des prémisses et des hypothèses appuyant le modèle.

Deux catégories de modèles mécanistes de simulation sont principalement utilisées en ÉRÉ : les modèles de population, qui sont utilisés pour estimer des réponses directes sur une population spécifique, et les modèles multispécifiques, qui sont utilisés pour estimer autant les réponses directes sur une communauté que les réponses indirectes sur une population.

- **Les méthodes expérimentales**

Ces méthodes réfèrent aux études utilisant des écosystèmes artificiels (ex. : microcosmes et mésocosmes) et aux études écologiques de terrain (ex. : inventaires écologiques) pour mesurer la réponse d'un récepteur soumis à un stress.

Dans les systèmes artificiels, l'agent stressueur est physiquement appliqué à un système récepteur représentatif du terrain à l'étude. Les réponses écologiques peuvent être mesurées directement et la variabilité entre des réplicats fournit des données pour quantifier l'incertitude et estimer le risque.

Les études de terrain présentent l'avantage de pouvoir suivre l'agent stressueur et les récepteurs sur le terrain. Cependant, leur utilisation est limitée par les difficultés de duplication suscitant une variance élevée et un pouvoir statistique faible, par la durée d'expérimentation généralement longue et par les difficultés à maîtriser les variations naturelles des conditions environnementales.

Bien que ces méthodes présentent l'avantage indéniable de se rapprocher du réalisme environnemental, elles sont souvent coûteuses par rapport aux méthodes empiriques et mécanistes.

Activité 1.3 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude (PSAI)

Contrairement à l'ÉRÉ préliminaire où la quantification de l'incertitude était facultative, en ÉRÉ quantitative, le suivi et l'analyse de l'incertitude doivent intégrer des techniques d'analyse quantitatives. Celles-ci entraînent la mesure des sources d'incertitude et utilisent des techniques mathématiques telles que les mathématiques floues, l'approche bayésienne ou les simulations Monte Carlo. En ÉRÉ quantitative, toutes les incertitudes quantifiables doivent être intégrées au risque estimé.

Le PSAI doit décrire les moyens identifiés pour minimiser les éléments d'incertitude. La prise en compte de l'incertitude exige de revoir le scénario spécifique ainsi que l'ensemble «paramètres de mesure/outil(s) de relation» dans une perspective de conformité aux niveaux de précision et d'optimisation des activités descriptives (phase 4). Chaque élément d'incertitude, qu'il soit associé globalement à la méthode d'estimation du risque retenue ou spécifiquement à chaque terme de cette méthode, doit être identifié et décrit.

Le cheminement général menant au PSAI, tel que décrit dans l'ÉRÉ préliminaire (chapitre 5, phase 3, activité 1.3), doit être repris pour chaque paramètre d'évaluation.

Activité 1.4 Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ)

Le PACQ est élaboré pour les besoins de l'ÉRÉ quantitative selon les mêmes principes et orientations que celles de l'ÉRÉ préliminaire (chapitre 5, phase 3, activité 1.4).

ÉTAPE 2 PRODUCTION DU DEVIS D'ÉVALUATION

À l'image de l'ÉRE préliminaire, le devis d'évaluation présente les éléments techniques et scientifiques appuyant la réalisation de l'évaluation. Il est constitué de deux sections principales, soit la **description de l'évaluation** et la **programmation des activités et des ressources**. Le contenu de ces sections est détaillé à l'étape 2 de la phase 3 de l'ÉRE préliminaire.

Idéalement, le devis d'évaluation doit être présenté à l'équipe de gestion avant d'entamer la phase 4 afin de s'assurer de son adéquation aux besoins de gestion.

PHASE 4 - ACTIVITÉS DESCRIPTIVES

Cette quatrième phase regroupe l'ensemble des travaux menant à la production des renseignements nécessaires à la réalisation des activités d'évaluation (phase 5). Elle s'effectue selon le devis d'évaluation produit lors de la phase précédente. C'est ici que les données nécessaires pour estimer le risque pour chaque paramètre d'évaluation sont obtenues.

Comme dans l'ÉRE préliminaire, la réalisation de cette phase passe par trois étapes :

ÉTAPE 1 ANALYSE DES DONNÉES RÉTROSPECTIVES

ÉTAPE 2 RÉALISATION DES ANALYSES, DES MESURES ET DES ESSAIS

ÉTAPE 3 VALIDATION DES RENSEIGNEMENTS

Ces étapes visent les mêmes objectifs et activités que pour l'ÉRE préliminaire; on peut donc se référer à la phase 4 de celle-ci. En ÉRE quantitative, cependant, l'étape de réalisation des analyses, des mesures et des essais prend généralement plus d'importance.

De plus, lors de l'étape de validation des renseignements, il est nécessaire de juger de la conformité des renseignements générés en fonction de la variabilité naturelle de la réponse. En effet, les caractéristiques des écosystèmes varient naturellement dans le temps et l'espace. Bien qu'un renseignement puisse être conforme aux exigences du PACQ, la distinction entre les modifications observées attribuables à l'agent stressant et celles résultant de la variabilité naturelle peut représenter un obstacle à l'interprétation.

Plusieurs approches permettent d'estimer cette variabilité, par exemple l'analyse statistique de séries de données temporelles, la comparaison de séries de données avec des séries similaires pour un terrain de référence et la comparaison en laboratoire avec un échantillon de contrôle ou de référence. Le jugement professionnel joue également un rôle important dans l'estimation de la variabilité naturelle de la réponse écotoxicologique.

PHASE 5 - ACTIVITÉS D'ÉVALUATION

Les activités d'évaluation ont pour but de traiter systématiquement les données provenant des activités descriptives (phase 4) afin de sélectionner et d'intégrer les données pertinentes à chaque méthode d'estimation du risque (phase 3, étape 1). Elles génèrent les résultats de l'évaluation en caractérisant le risque pour chaque paramètre d'évaluation en fonction des incertitudes s'y rattachant.

ÉTAPE 1 COMPILATION ET ANALYSE DES DONNÉES

Cette étape vise à sélectionner, parmi les données validées, celles qui sont pertinentes et conformes au devis d'évaluation. Une fois sélectionnées, les données sont intégrées dans chacune des composantes de la méthode d'estimation. C'est lors de cette première étape que les interactions et les ajustements avec les activités descriptives sont réalisés. Au cours de cette étape, une attention particulière doit être accordée à la description et à l'estimation des incertitudes. Il faut également s'assurer que les différentes données sont compatibles entre elles et conformes aux limites spatiale et temporelle de l'évaluation.

Cette étape est similaire à la phase équivalente de l'ÉRE préliminaire, sauf au niveau de l'activité 1.2 où, au lieu de générer des valeurs d'exposition estimée et des valeurs de référence, il y a **génération des profils d'exposition et des profils de réponse**.

La génération des profils d'exposition et des profils de réponse s'effectue pour chaque paramètre d'évaluation en intégrant les composantes liées aux récepteurs, à l'exposition et aux effets :

- **Le profil d'exposition** représente la distribution des niveaux de contact effectifs entre le récepteur et les compartiments environnementaux en fonction de la biodisponibilité de l'agent stresser. Une attention particulière doit être portée aux unités décrivant l'exposition. Selon les besoins spécifiques de l'évaluation, le profil d'exposition peut prendre diverses formes (ex. : distribution simple ou complexe). À l'image de l'ÉRE préliminaire, il doit être accompagné de l'ensemble des renseignements nécessaires à l'interprétation de l'exposition, comme le groupe taxonomique, le stade de vie et les distributions spatiale et temporelle du récepteur ainsi que les différentes dimensions de l'exposition (intensité, durée, fréquence, périodicité, variations géographiques), les extrapolations, les données manquantes, les analyses statistiques et les modèles utilisés.
- **Le profil de réponse**, tant directe qu'indirecte, représente la distribution de la relation entre l'agent stresser et le niveau de réponse du récepteur. Il met donc en relation l'amplitude de la réponse avec certaines dimensions de l'exposition du récepteur comme l'intensité, la durée, la fréquence et le moment. Selon les besoins spécifiques de l'évaluation, le profil de réponse peut prendre diverses formes (ex. : distribution simple ou complexe). À l'image de l'ÉRE préliminaire, il doit être accompagné de l'ensemble des renseignements nécessaires à l'interprétation de la relation agent stresser/réponse, comme le groupe taxonomique et le stade de vie du récepteur, ainsi que les évidences de causalité, les extrapolations, les données manquantes, les analyses statistiques et les modèles utilisés.

ÉTAPE 2 CARACTÉRISATION DU+* RISQUE

La caractérisation du risque consiste à intégrer les renseignements provenant de l'analyse précédente et à interpréter les risques estimés obtenus, principalement sur la base de l'incertitude qui leur est associée.

Activité 2.1 Estimation du risque

Cette activité permet d'intégrer les différents termes de la méthode d'estimation du risque (phase 3, activité 1.2). La conformité du risque estimé ainsi obtenu avec les niveaux de précision établis lors de l'étape 3 de la phase 2 est ensuite évaluée. Il est alors possible, au besoin, de préciser le risque estimé en ayant recours à un mécanisme itératif permettant de réaliser des activités descriptives (phase 4) complémentaires. Ces itérations se terminent lorsque le risque estimé est conforme aux niveaux de précision attendus.

Avant de recourir à des activités descriptives complémentaires, une analyse de sensibilité doit être réalisée sur les éléments de la méthode d'estimation du risque. Cette analyse permet d'identifier les variables qui ont le plus d'influence sur le niveau de précision du risque estimé.

Activité 2.2 Interprétation du risque

Le risque estimé consiste en une description quantitative de l'amplitude de la réponse écotoxicologique liée à un paramètre d'évaluation. Cependant, cette description ne prend pas en compte les considérations ayant trait à l'incertitude¹¹, à la signification écologique et à l'évidence causale de la réponse. L'interprétation du risque constitue donc une contrepartie essentielle du risque estimé. Elle doit préciser la façon dont le paramètre d'évaluation a été inféré à partir de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » et dégager les incertitudes inhérentes au risque estimé ainsi que les évidences causales liant la réponse écotoxicologique à la contamination du terrain.

L'interprétation du risque se fait sur la base d'une **analyse finale de l'incertitude** inhérente à l'évaluation et d'une **discussion du risque estimé**.

L'analyse finale de l'incertitude se fait sur les mêmes bases que dans l'ÉRÉ préliminaire, sauf que dans ce cas elle s'effectue selon les composantes suivantes :

- incertitude associée au profil d'exposition;
- incertitude associée au profil de réponse;
- incertitude associée au risque estimé.

La discussion du risque estimé s'effectue en considérant **l'analyse de la signification écologique** et **l'analyse de l'évidence causale**. Cependant, dans les cas où plusieurs risques estimés ont été générés pour un même paramètre d'évaluation, l'intégration des résultats à l'intérieur de l'approche du poids des évidences (annexe 7) doit préalablement être appliquée.

L'analyse de la signification écologique du risque estimé se réalise à partir des critères de signification écologique (encadré 3). Cette analyse se réalise grâce au cheminement présenté à la figure 18. Ce dernier permet d'organiser de façon systématique les critères de signification écologique en adoptant une structure dichotomique.

¹¹ Sauf en ce qui concerne la partie quantifiable de l'incertitude qui est incluse au risque estimé.

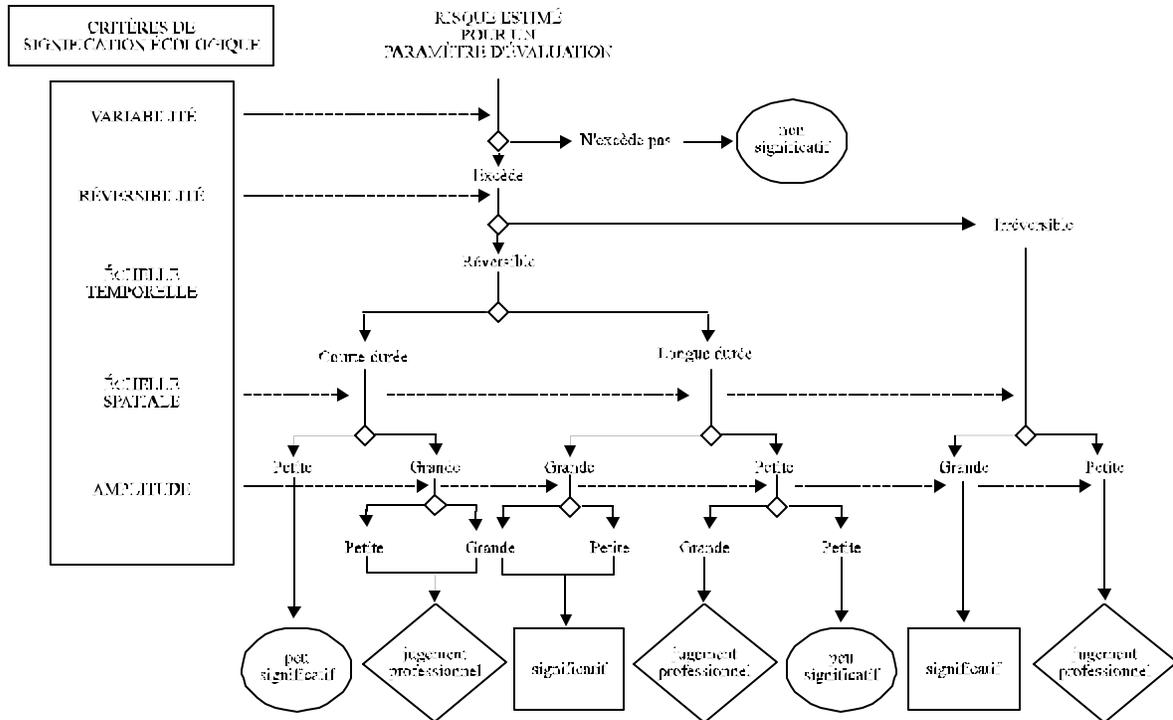


Figure 18 - Analyse de la signification écologique (modifiée d'après Harwell *et al.*, 1994)

L'analyse de l'évidence causale vise à juger de la crédibilité de la relation causale entre l'agent stressant et la réponse écotoxicologique estimée ou mesurée. À cette fin, deux aspects doivent être abordés : la vraisemblance de l'association causale et la possibilité que la réponse soit associée, en tout ou en partie, à un autre facteur que l'agent stressant.

L'importance de cette analyse dépend principalement de la méthode d'estimation du risque qui a été utilisée :

- Lorsque le risque estimé découle d'une approche empirique ou mécaniste, l'analyse de l'évidence causale est généralement simple puisque les données utilisées sont habituellement générées dans des conditions bien maîtrisées (ex. : des analyses et des essais de laboratoire). L'application d'un PACQ adéquat suffit souvent à couvrir les deux aspects de l'analyse de l'évidence causale. Il faut toutefois analyser la possibilité que certains facteurs, présents dans l'environnement et non considérés lors de la génération des données, puissent avoir un effet modificateur sur la réponse.
- Lorsqu'une méthode expérimentale est utilisée pour estimer le risque, l'analyse de l'évidence causale prend beaucoup plus d'importance. Les principales difficultés concernent alors l'identification de l'agent stressant et la présence de nombreux facteurs non maîtrisés potentiellement confondants. Afin d'aider à l'analyse de la vraisemblance de la relation causale, des postulats analogues aux postulats de Koch, servant à associer étiologiquement un pathogène particulier à une maladie, peuvent être utilisés (modifiés de Suter, 1993) :
 - la réponse attribuée à l'agent stressant doit être régulièrement associée à une exposition à ce type d'agent stressant;

- des indicateurs d'exposition à l'agent stresser doivent être trouvés chez le récepteur;
- la réponse attribuée à l'agent stresser doit être observée en condition d'exposition maîtrisée;
- les mêmes indicateurs d'exposition que ceux observés sur le terrain doivent être identifiés lors d'exposition maîtrisée.

En plus de ces postulats, les facteurs de Hill (modifiés de Suter, 1993) apportent d'autres éléments de réflexion qui peuvent être utiles à l'analyse de l'évidence causale (tableau 8). La relation causale est aussi plus crédible lorsque plusieurs méthodes d'estimation du risque ont été appliquées pour un même paramètre d'évaluation et que leurs résultats sont compatibles. Dans ce cas, puisque l'approche du poids des évidences est appliquée, l'analyse de l'évidence causale en est d'autant facilitée.

Tableau 8 - Facteurs de Hill servant à juger de la crédibilité d'une association causale

FACTEURS	EXPLICATIONS
Force	Plus une réponse à une cause hypothétique est intense, plus il est probable qu'elle soit indicatrice d'une cause réelle. Cela concerne autant une réponse sévère ou une grande proportion d'organismes qui répondent sur le terrain à l'étude comparativement au terrain de référence qu'une forte augmentation de la réponse par unité d'augmentation de l'exposition.
Constance	Plus une association entre une réponse et une cause hypothétique est constante, plus il est probable qu'elle soit indicatrice d'une cause réelle. Cette indication de causalité est d'autant plus forte si le nombre de cas où la constante est observée est élevé, les systèmes où elle est observée sont diversifiés et les méthodes de mesure utilisées sont diversifiées.
Spécificité	Plus une réponse est spécifique, plus il est possible qu'elle provienne d'une cause unique et constante. Ainsi, la constance est plus facile à identifier lorsque la réponse est spécifique. Aussi, plus la cause est spécifique, plus il est facile de l'associer à une réponse. Par exemple, il est généralement plus facile d'associer une réponse à une source ponctuelle de contamination qu'à une source diffuse.
Temporalité	La cause doit toujours précéder la réponse.
Relation dose/réponse	La réponse doit augmenter lorsque l'exposition augmente.
Plausibilité	En fonction de ce qui est connu, au sujet de la biologie, de la physique et de la chimie, relativement à la cause hypothétique, au terrain à l'étude et au récepteur, est-il plausible que la réponse résulte de la cause?
Cohérence	Est-ce que la relation hypothétique entre la cause et la réponse est cohérente avec l'ensemble des évidences disponibles?

FACTEURS	EXPLICATIONS
Expérimentation	Des changements au niveau des réponses, à la suite de changements au niveau de la cause hypothétique, constituent de fortes évidences de causalité. Un exemple est l'observation de la récupération du récepteur à la suite de l'élimination de la source de contamination.
Analogie	Est-ce que la relation hypothétique entre la cause et la réponse est similaire à d'autres cas bien établis?

Activité 2.3 Conclusion de l'ÉRÉ

La conclusion de l'ÉRÉ comporte deux aspects :

- dans un premier temps, un jugement global doit être porté sur chaque hypothèse ayant fait l'objet de l'évaluation en fonction de l'ensemble des résultats obtenus pour les paramètres d'évaluation s'y rapportant;
- dans un deuxième temps, l'ensemble de l'évaluation est résumé de façon à tirer des conclusions relativement aux règles de décision et au respect des niveaux de précision définis lors des étapes 2 et 3 de la phase 2.

Activité 2.4 Recommandations

Finalement, des recommandations sont formulées quant aux suites à donner à l'évaluation.

PHASE 6 - ACTIVITÉS DE COMMUNICATION

À l'image de l'ÉRÉ préliminaire, cette dernière phase de réalisation d'une ÉRÉ quantitative vise à assurer la clarté et la transparence lors de la communication des résultats de l'évaluation à l'équipe de gestion.

Elle est réalisée selon les mêmes objectifs et les mêmes activités que dans les deux étapes présentées à la phase 6 de l'ÉRÉ préliminaire, à savoir :

ÉTAPE 1 RÉDACTION DU RAPPORT

ÉTAPE 2 TRANSFERT DES RÉSULTATS

Tous les renseignements générés lors des deux stades itératifs de l'ÉRÉ doivent être explicitement pris en compte pour que le rapport présente un portrait fidèle de l'ÉRÉ. La même remarque s'applique lors du transfert des résultats de l'évaluation au moment du dépôt du rapport par l'équipe d'évaluation.

RÉFÉRENCES

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, 1995, Standard guide for developing conceptual site models for contaminated sites, E1689-95, 8 p.

ASTM, voir American Society for Testing and Materials.

CCME, voir Le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

CEAEQ, voir Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, en préparation-a, Guide méthodologique de l'évaluation du danger écotoxicologique, Ministère de l'Environnement et de la Faune.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, en préparation-b, Liste des valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres, Ministère de l'Environnement et de la Faune.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, en préparation-c, Guide d'élaboration des valeurs de référence pour la PÉRÉ, Ministère de l'Environnement et de la Faune.

COMMISSION ON RISK ASSESSMENT AND RISK MANAGEMENT, 1996, An Assessment of the Risk Assessment Paradigm for Ecological Risk Assessment, préparé par Menzie-Cura & Associates Inc., 50 p.

COMMISSION ON RISK ASSESSMENT AND RISK MANAGEMENT, 1997a, Framework for Environmental Health Risk Management, Rapport final, vol. 1. Washington, D.C., 64 p.

COMMISSION ON RISK ASSESSMENT AND RISK MANAGEMENT, 1997b, Risk assessment and risk management in regulatory decision-making. Rapport final, vol. 2. Washington, D.C., 213 p.

CRAM, voir Commission on Risk Assessment and Risk Management.

ENVIRONMENT CANADA, 1996, Guidance Document on the Interpretation and Application of Data for Environmental Toxicology (Third draft), Environmental Protection Series, Ottawa, 227 p.

FINKEL, A.M., 1990, Confronting Uncertainty in Risk Management : A Guide for Decision-Makers, Center for Risk Management, Resources for the Future, Washington, DC., 68 p.

FRESHMAN, J.S. et C.A. MENZIE, 1996, Two Wildlife Exposure Models to Assess Impacts at the Individual and Population Levels and the Efficacy of Remedial Actions, Hum. Ecol. Risk Assess, 2(2) : 277-304.

- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1996, Convention sur la diversité biologique - Stratégie de mise en oeuvre au Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, 122 p.
- GRANGER MORGAN, M. et M. HENRION, 1990, Uncertainty. A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis, Cambridge University Press, 332 p.
- HARWELL, M., J. GENTILE, B. NORTON et W. COOPER, 1994, Issue Paper on Ecological Significance, in : USEPA, Ecological Risk Assessment Issue Papers, Risk Assessment Forum, EPA/630/R-94/009, pp. 2.1 - 2.49.
- LE CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT, 1996, Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique - Orientation générale, Le Programme national d'assainissement des lieux contaminés, Winnipeg (Manitoba), 37 p.
- LUGSDIN, T. et R. BRETON, 1996, Data Collection and Generation, In: Environment Canada, Ecological Risk Assessment of Priority Substances under the Canadian Environmental Protection Act - Resource Document (Draft 1.0), Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch, pp. 2.1 - 2.24.
- MASSACHUSETTS WEIGHT-OF-EVIDENCE WORKGROUP, 1995, A Weight-of-Evidence Approach for Evaluating Ecological Risk, Rapport préliminaire, 34 p.
- MEF, voir Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- MENVIQ, voir Ministère de l'Environnement du Québec.
- MENZIE, C., M.H. HENNING, J. CURA, K. FINKELSTEIN, J. GENTILE, J. MAUGHAN, D. MITCHELL, S. PETRON, B. POTOCKI, S. SVIRSKY et P. TYLER, 1996, Special Report of the Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup: A Weight-of-Evidence Approach for Evaluating Ecological Risks. Hum. Ecol. Risk Assess. 2(2) : 277-304.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1990 (révisée 1992), Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques, Direction de l'expertise scientifique, 147 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1994a, Volet interventions sur les terrains contaminés - Approche basée sur les risques écotoxicologiques dans le cadre de la révision de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés, N/Réf. 5124-07-02-01, Rapport du groupe de travail, 16 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1994b, Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales. Cahier 1 - Généralités, Les éditions Le Griffon d'argile, 63 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1995, Guide de procédures : Assurance et contrôle de la qualité pour les travaux analytiques contractuels en chimie, Les Publications du Québec, 58 p.

- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1996, Lignes directrices concernant l'application des contrôles de la qualité en toxicologie, SCA-03, Programme d'accréditation des laboratoires d'analyse environnementale, 29 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1998a, Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Nouvelle politique, Les Publications du Québec, ISBN 2-551-18001-5, 124 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1998b, Guide de caractérisation des terrains, Les Publications du Québec (sous presse).
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 1998c, Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, 387 p.
- PEREZ, K.T., 1995, Role and Significance of Scale to Ecotoxicology, in : Cairns, J. et B.R. Niederlehner, Ecological Toxicity Testing : Scale, Complexity and Relevance, Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 49 - 72.
- SCHUMACHER, B.A., 1993, Quality Assurance Program Plan for the Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program, EPA/600/R-93/242, United States Environmental Protection Agency, Las Vegas, Nevada, 120 p.
- SHEEHAN, P.J. et O.L. LOUCKS, 1994, Issue Paper on Effects Characterization, in : USEPA, Ecological Risk Assessment Issue Papers, Risk Assessment Forum, EPA/630/R-94/009, pp. 2.1 - 2.49.
- SUTER, G.W. II, 1993, Ecological Risk Assessment, Lewis Publishers, Boca Raton, 538 p.
- SUTER, G.W. II, J.W. GILLET et S. NORTON, 1994, Issue Paper on Characterization of Exposure, in : USEPA, Ecological Risk Assessment Issue Papers, Risk Assessment Forum, EPA/630/R-94/009, pp. 4.1 - 4.64.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1989, Ecological Assessment of Hazardous Waste Sites : A Field and Laboratory Reference, EPA/600/3-89/013, 288 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1991, Preparation aids for the development of category III, Quality assurance project plans, 57 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1992, Framework for Ecological Risk Assessment, Risk Assessment Forum, Washington, D.C., EPA/630/R-92/001, 41 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1994, Guidance for the data quality objectives process, Quality Assurance Management Staff, EPA QA/G-4, 68 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1995, Guidance for data quality assessment (external working draft), Quality Assurance Management Staff, EPA QA/G-9, 197 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996, Ecological Effects Test Guidelines - OPPTS 850.7100 Data Reporting for Environmental Chemistry Methods (Public Draft), Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, EPA 712-C-96-348, 7 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998, Guidelines for Ecological Risk Assessment, Risk Assessment Forum, Washington, D.C., EPA/630/R-95/002F, 153 p..

USEPA, voir United States Environmental Protection Agency.

VAN LEEUWEN, C., G. BIDDINGER, D. GESS, D. MOORE, T. NATAN et D. WINKELMANN, 1998, Problem formulation, in : REINERT, K.H., S.M. BARTELL et G.R. BIDDINGER (eds), Ecological Risk Assessment Decision - Support System: a Conceptual Design, Proceeding of the Pellston Workshop on Ecological Risk Assessment Modeling, 23-28 August 1994, Pellston, Michigan, SETAC Press, pp. 7 - 14.

GLOSSAIRE

AGENT STRESSEUR : Agent potentiellement capable de provoquer un effet qui a une signification biologique ou écologique particulière.

BIOACCUMULATION : Terme général désignant l'absorption et la rétention, par un organisme, de substances provenant de son milieu et de sa nourriture.

BIOAMPLIFICATION : Résultat des processus de bioaccumulation se traduisant par l'augmentation de la concentration de substances dans le réseau trophique.

BIODISPONIBILITÉ : Accessibilité d'une substance aux processus biologiques d'un organisme.

COMPARTIMENT ENVIRONNEMENTAL : Représentation conceptuelle d'un élément constitutif d'un écosystème dont on assume le volume, la densité et l'homogénéité ainsi qu'une stabilité de ses propriétés. Les six principaux compartiments environnementaux sont, en général, l'air, l'eau, le sol, les sédiments, les matières en suspension et le biote.

CONTAMINATION : État d'altération de la qualité de l'environnement provoqué soit par une substance étrangère émise ou propagée dans un système naturel, soit par la présence d'une substance à des concentrations non naturelles.

EFFET : Changement fonctionnel ou structural dans l'état d'un organisme, d'une population ou d'une communauté lié à un stress.

ÉNONCÉ DE DÉCISION : Formulation écrite faisant le lien entre une question à laquelle l'évaluation écotoxicologique doit répondre et les mesures à prendre.

ÉVALUATION DU DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE (ÉDÉ) : Approche d'évaluation écotoxicologique qui consiste à caractériser de façon relative le potentiel d'une situation à engendrer un effet néfaste (le danger). La caractérisation de ce danger est réalisée par une identification de la présence et de la complexité d'une contamination associée à la source de stress, par une estimation de son comportement environnemental et par une caractérisation des effets toxiques qui peuvent être associés à son exposition.

ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE (ÉRE) : Approche d'évaluation écotoxicologique qui consiste à estimer les possibilités (ÉRE préliminaire) ou les probabilités (ÉRE quantitative) d'occurrence de réponses néfastes chez des récepteurs en fonction de leur exposition à un agent stresser.

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

EXPOSITION : Contact d'un récepteur avec un agent stresser. Elle est caractérisée par sa durée, sa fréquence et son intensité.

HYPOTHÈSE DE PERTURBATION : Base de l'évaluation du risque écotoxicologique décrivant les impacts potentiels de la contamination et découlant du modèle conceptuel. Elle doit tenir compte des valeurs écotoxicologiques et préciser l'agent stresser, le récepteur, les réponses écotoxicologiques appréhendées ainsi que les limites spatiales retenues.

INCERTITUDE : Connaissance incomplète ou imparfaite de l'état passé, présent ou futur du système considéré. Elle provient de la stochasticité du système, de l'ignorance de phénomènes mis en jeu et d'erreurs systématiques ou aléatoires.

MÉTHODE D'ESTIMATION DU RISQUE : Équation ou modèle mathématique qui sert à exprimer le risque pour chaque paramètre d'évaluation.

MÉTHODE DU QUOTIENT : Équation générale permettant d'estimer qualitativement l'absence de risque significatif en comparant une valeur d'exposition du récepteur à l'agent stresser avec une valeur de référence correspondant au niveau de réponse tolérable pour ce dernier.

MÉTHODE EMPIRIQUE : Analyse directe sur les données disponibles ou utilisation de procédures strictement statistiques.

MÉTHODE EXPÉRIMENTALE : Études utilisant des écosystèmes artificiels ou études écologiques de terrain visant à mesurer la réponse d'un récepteur soumis à un stress.

MÉTHODE MÉCANISTE : Représentation mathématique de mécanismes physiques, chimiques et biologiques permettant de simuler les processus écologiques et toxicologiques de manière à traduire un stress mesuré ou observé en réponse.

MODÈLE CONCEPTUEL : Représentation du système environnemental à l'étude qui schématise les liens possibles entre le déplacement et la transformation de l'agent stresser dans l'écosystème et les réponses attendues des récepteurs.

NIVEAU D'ACTION : Valeur numérique à laquelle le résultat obtenu pour le paramètre d'évaluation est comparé afin de choisir la mesure à prendre.

NIVEAU DE PRÉCISION : Degré d'incertitude acceptable du risque estimé pour répondre aux besoins de gestion.

NIVEAU DE PROTECTION : Seuil de réponse écotoxicologique acceptable applicable à la situation à l'étude.

OUTIL DE RELATION : Valeur, équation ou modèle utilisé pour faire le lien entre les renseignements générés par les paramètres de mesure et le paramètre d'évaluation.

PARAMÈTRE D'ÉVALUATION : Expression opérationnelle claire et précise servant de base pour estimer le risque et précisant ce qui sera évalué pour vérifier l'hypothèse de perturbation.

PARAMÈTRE DE MESURE : Descripteur mesurable décrivant un ou plusieurs éléments associés au paramètre d'évaluation.

PROFIL D'EXPOSITION : La distribution qui représente les niveaux de contact effectifs entre le récepteur et la contamination présente dans les compartiments environnementaux en fonction de la biodisponibilité de l'agent stresser.

PROFIL DE RÉPONSE : La distribution qui représente la relation entre l'agent stresser et le niveau de réponse du récepteur.

RÉCEPTEUR : Entité biologique ou écologique susceptible d'être affectée à la suite de l'exposition à un agent stresser. Il peut s'agir d'individus, de populations, de communautés ou d'écosystèmes.

RÈGLE DE DÉCISION : Déclaration exprimant en une logique décisionnelle l'énoncé de décision.

RÉPONSE ÉCOTOXICOLOGIQUE : Expression d'un effet chez un récepteur. Cet effet peut être provoqué par une exposition à une contamination, il est question dans ce cas d'une réponse directe. Il est également possible qu'il soit induit chez le récepteur considéré par une réponse directe chez un autre récepteur avec lequel il a un lien écologique. Ces réponses, qui n'associent pas l'exposition du récepteur considéré à une contamination sont appelées réponses indirectes.

RISQUE ESTIMÉ : Expression de la valeur du risque.

SCÉNARIO SPÉCIFIQUE : Description détaillée de la relation existant entre l'agent stresser et le paramètre d'évaluation comprenant les choix techniques par rapport aux caractéristiques des ensembles « paramètres de mesure/outil(s) de relation ».

SIGNIFICATION ÉCOLOGIQUE : Une réponse présente une signification écologique lorsqu'elle entraîne un changement de la structure ou des fonctions de l'écosystème, lorsqu'elle excède la variabilité naturelle de ce système et lorsque ce changement est d'ampleur, d'étendue ou de durée jugées d'importance sociétale.

SOURCE DE STRESS : Origine en termes de lieu physique, nature, distribution, volume et caractéristiques de l'agent stresser.

TEST DE TOXICITÉ : Procédure utilisant des organismes vivants pour établir la relation entre la présence d'un agent stresser et le niveau de réponse biologique.

VALEUR D'EXPOSITION ESTIMÉE : Valeur définissant le niveau de contact entre le récepteur et l'agent stresser en fonction de sa biodisponibilité.

VALEUR DE RÉFÉRENCE : Valeur définissant le niveau d'effets néfastes jugés acceptables.

VALEUR ÉCOTOXICOLOGIQUE : Élément à considérer lors d'une évaluation du risque écotoxicologique. Il est question ici d'une connaissance des phénomènes de contamination, d'une caractérisation des récepteurs, d'une analyse des réponses directes et indirectes

causées par la présence de contaminants et d'une connaissance du potentiel de récupération des récepteurs.

VIABILITÉ DU SOL : Capacité du sol à soutenir l'écosystème édaphique.

ANNEXE 1

FORMULAIRE SIMPLIFIÉ POUR LE COMPTE RENDU DE PLANIFICATION

Étape 1 Établissement de la problématique

Activité 1.1 Description du contexte

À quelle(s) situation(s) correspond le contexte (chapitre 2, section 2.1)?

- Situation 1 : protection de la diversité biologique
- Situation 2 : solution de remplacement aux critères génériques
- Situation 3 : critères génériques non applicables
- Situation 4 : besoin de comparer ou de mettre en priorité

Remarques :

Décrire les éléments de gestion : contexte juridique, socio-économique, politique, financier et technologique :

Y a-t-il eu consultation d'intervenants externes? oui non

Préciser :

Quelle est l'échelle spatiale et temporelle pertinente au contexte?

Activité 1.2 Élaboration de la séquence d'énoncés de décision

Énoncé 1 : _____
Énoncé 2 : _____
Énoncé 3 : _____

Le logigramme de la séquence d'énoncés de décision est-il annexé à ce formulaire?

oui non

Activité 1.3 Établissement des ressources disponibles et des échéanciers applicables

Ressources budgétaires : _____

Ressources humaines : _____

Échéances : _____

Étape 2 Précision des bases de l'évaluation

Activité 2.1 Choix de l'approche d'évaluation

Énoncé de décision 1 : ÉRÉ ÉDÉ
Énoncé de décision 2 : ÉRÉ ÉDÉ
Énoncé de décision 3 : ÉRÉ ÉDÉ

Activité 2.2 Identification des entités biologiques ou écologiques à considérer

Identification	Justification
_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____

Étape 3 Élaboration de l'objectif général

COMMENTAIRES :

Préparé par :

Date :

ANNEXE 2

SÉQUENCE D'ÉNONCÉS DE DÉCISION ÉLABORÉE LORS DE LA PLANIFICATION

L'élaboration de la séquence d'énoncés de décision peut être facilitée par le recours à une démarche en cinq temps.

1. FRAGMENTER LE CONTEXTE

Lors de cette première activité, on s'interroge sur la façon de fragmenter le contexte décrit dans l'activité 1.1 du chapitre 4 en éléments plus faciles à gérer, auxquels on attribue des niveaux de priorité et des liens logiques.

La fragmentation peut se faire sur la **base des mesures** envisagées. Dans ce cas, elle réfère à la séquence temporelle des mesures à prendre. Par exemple, on peut se demander si la situation à l'étude exige une restauration (1) et, le cas échéant, quel sera le critère spécifique de restauration (2) et quelle technologie de décontamination sera la plus appropriée (3)?

La fragmentation peut également se faire sur la **base spatiale**, i.e. en unités plus petites. Par exemple, elle peut se faire selon le statut juridique (parc, réserve, propriété privée, etc.), l'aire de distribution ou les zones utilisées par un récepteur (comme un ravage de chevreuils), la présence de « points chauds »¹² de contamination ou selon toute autre caractéristique pertinente. La fragmentation spatiale offre le double avantage de réduire la complexité de la problématique en la morcelant en unités plus faciles à gérer et de réduire la variabilité des résultats de l'évaluation puisqu'il y a morcellement de toute l'unité spatiale à l'étude en unités plus homogènes.

2. IDENTIFIER LA QUESTION PRINCIPALE POUR CHAQUE FRAGMENT

Cette seconde activité définit, pour chaque fragment du contexte, la question principale à laquelle doit répondre l'évaluation. La question principale doit être claire et doit conduire à l'une ou l'autre des réponses suivantes :

¹² Endroits où les concentrations de contaminants sont plus élevées qu'ailleurs.

- la réponse binaire, i.e. de type « oui » ou « non »; elle est utilisée pour déterminer le cheminement logique à suivre pour résoudre la problématique associée au fragment du contexte;
- la réponse non binaire, i.e. lorsque la question principale entraîne un choix entre plusieurs possibilités (ex. : choisir le secteur le plus à risque) ou lorsqu'elle mène à l'élaboration d'un critère spécifique de restauration.

Aussi souvent que possible, la question principale doit être énoncée de façon à initier une réponse binaire, comme :

- La décontamination du terrain sur la base des critères génériques d'usage permet-elle de protéger, au niveau prédéterminé, l'espèce menacée X?
- La contamination du terrain entraîne-t-elle le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu?

Toutefois, une question initiant une réponse non binaire est, dans certains cas, inévitable :

- Quel est le niveau de contamination maximum permettant de respecter le niveau de protection associé à l'usage prévu?
- Quelle technologie de traitement des sols contaminés, parmi les trois disponibles, offre la meilleure performance de décontamination globale du sol?

3. DÉFINIR LES MESURES À PRENDRE EN FONCTION DES RÉPONSES À CHAQUE QUESTION PRINCIPALE

Cette troisième activité définit, en fonction des réponses possibles à chaque question principale, les mesures qui peuvent être prises pour résoudre la problématique.

Lorsque la réponse à la question principale est binaire, deux types de mesures doivent être identifiés : l'un associé à la réponse positive; l'autre à la réponse négative.

Ainsi, pour la question principale «La contamination du terrain entraîne-t-elle le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu? », les réponses possibles et leur mesure correspondante peuvent être :

- Réponse : Oui, la contamination du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection visé.
Mesure (solution A) : Générer un critère spécifique de restauration.
- Réponse : Non, la contamination du terrain n'entraîne pas le non-respect du niveau de protection visé.
Mesure (solution B) : Arrêt de la *PÉRE*.

Lorsque la réponse à la question principale n'est pas binaire, une seule mesure est alors identifiée.

Ainsi, pour la question principale «Quelle technologie de traitement des sols contaminés, parmi les trois disponibles, offre la meilleure performance de décontamination globale du sol? », la réponse et la mesure correspondante peuvent être :

– Réponse : On obtient un classement des technologies de traitement.

Mesure : Retenir la technologie qui correspond au sol traité ayant obtenu le meilleur classement.

4. DÉFINIR LES ÉNONCÉS DE DÉCISION

Chaque énoncé de décision s'élabore en combinant la question principale et les mesures à prendre. À titre d'exemple, un énoncé de décision peut être : « Déterminer si la contamination du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu et exige la génération d'un critère spécifique de restauration ».

5. STRUCTURER LA SÉQUENCE

Puisque la fragmentation engendre plusieurs énoncés de décision, ceux-ci doivent être ordonnés selon l'enchaînement logique des mesures à prendre. On obtient ainsi une séquence d'énoncés de décision qui peut être schématisée à l'aide d'un logigramme.

EXEMPLE

Élaboration d'une séquence d'énoncés de décision

1. FRAGMENTER LA PROBLÉMATIQUE

On désire savoir :

(1) si le terrain à l'étude présente un risque non tolérable en fonction de l'usage prévu.

Le cas échéant, on désire connaître :

(2) le niveau de décontamination qui ramène le risque à un niveau tolérable.

À la suite de la décontamination du terrain, on désire vérifier :

(3) si le niveau de risque est effectivement revenu à un niveau tolérable.

2. IDENTIFIER LES QUESTIONS PRINCIPALES

- (1) La contamination du terrain entraîne-t-elle le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu?
- (2) Quel est le niveau de contamination maximum qui permet de respecter le niveau de protection associé à l'usage prévu?
- (3) La contamination résiduelle du terrain entraîne-t-elle le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu?

3. DÉFINIR LES MESURES À PRENDRE

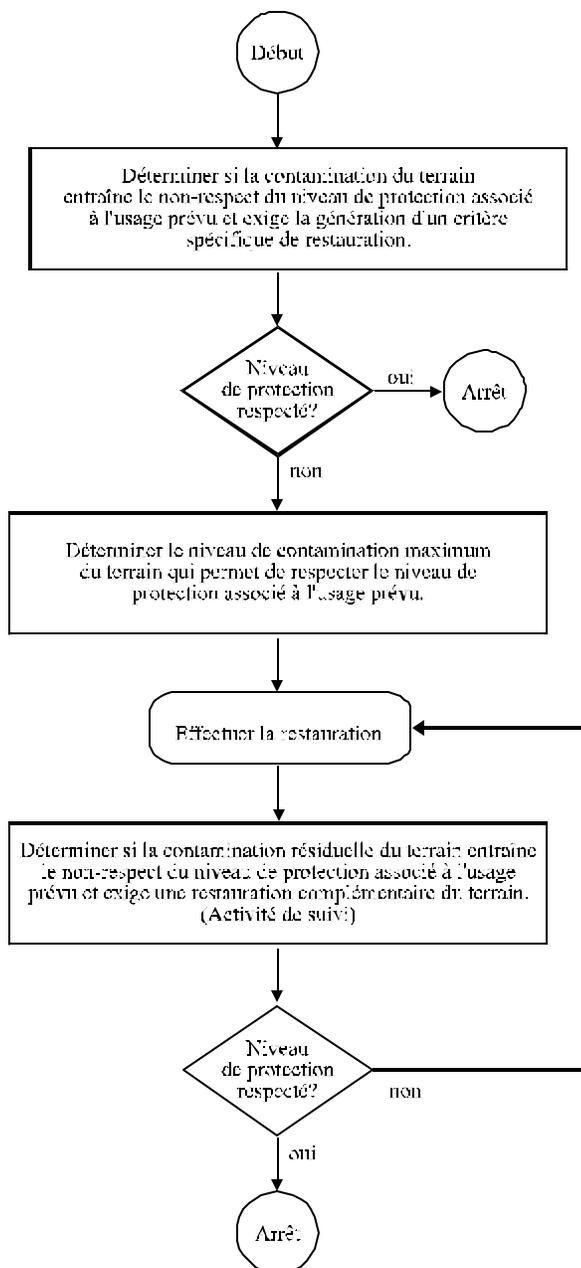
- (1) – Réponse A : Oui, la contamination du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection visé.
Mesure (solution A) : Générer un critère spécifique de restauration.
- Réponse B : Non, la contamination du terrain n'entraîne pas le non-respect du niveau de protection visé.
Mesure (solution B) : Arrêt de la *PÉRÉ*.
- (2) – Réponse : On obtient le niveau “ X ” de contamination maximum.
Mesure : Choisir ce niveau de contamination comme critère spécifique de restauration.
- (3) – Réponse A : Oui, la contamination résiduelle du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection visé.
Mesure (solution A) : Effectuer une restauration complémentaire du terrain.
- Réponse B : Non, la contamination résiduelle du terrain n'entraîne pas le non-respect du niveau de protection visé.
Mesure (solution B) : Arrêt de la *PÉRÉ*.

4. DÉFINIR LES ÉNONCÉS DE DÉCISION

- (1) Déterminer si la contamination du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu et exige la génération d'un critère spécifique de restauration.

- (2) Déterminer le niveau de contamination maximum du terrain qui permet de respecter le niveau de protection associé à l'usage prévu.
- (3) Déterminer si la contamination résiduelle du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu et exige une restauration complémentaire du terrain.

5. STRUCTURER LA SÉQUENCE À L'AIDE D'UN LOGIGRAMME



ANNEXE 3**FICHE DE TRAVAIL POUR LA VISITE DE TERRAIN****LES GRANDS AMÉNAGEMENTS DU TERRAIN**

Localisation : _____ Superficie : _____

Secteur	Proportion du terrain (%)	Type de sol	en surface (< 1 m) (brève description)	en profondeur (brève description)	
industriel	_____	remblai : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		dépôts : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		naturel : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		autre : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		<input type="checkbox"/>	_____		
entrepasage et dépôt	_____	remblai : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		dépôts : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		naturel : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		autre : <input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____
		<input type="checkbox"/>	_____		
		<input type="checkbox"/>	_____		
		<input type="checkbox"/>	_____		

circulation	_____	remblai :	<input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____	
		dépôts :				<input type="checkbox"/>	_____
		naturel :				<input type="checkbox"/>	_____
		autre :	<input type="checkbox"/>			<input type="checkbox"/>	_____
			<input type="checkbox"/>			_____	
		<input type="checkbox"/>	_____			_____	
		<input type="checkbox"/>	_____			_____	
autres	_____	remblai :	<input type="checkbox"/>	_____	<input type="checkbox"/>	_____	
		dépôts :				<input type="checkbox"/>	_____
		naturel :				<input type="checkbox"/>	_____
		autre :	<input type="checkbox"/>			<input type="checkbox"/>	_____
			<input type="checkbox"/>			_____	
		<input type="checkbox"/>	_____			_____	
		<input type="checkbox"/>	_____			_____	

LES CARACTÉRISTIQUES PHYSIONOMIQUES DU TERRAIN

Caractéristique	Importance relative		Brève description
relief	-----	pente, inclinaison : <input type="checkbox"/>	-----
		pente, orientation : <input type="checkbox"/>	-----
		talus : <input type="checkbox"/>	-----
		autre dénivellation: <input type="checkbox"/>	-----
drainage	-----	lac/étang : <input type="checkbox"/>	-----
		ruisseau/rivière : <input type="checkbox"/>	-----
		fossé : <input type="checkbox"/>	-----
		nappe phréatique : <input type="checkbox"/>	-----
couvert végétal	-----	forêt : <input type="checkbox"/>	-----
		petit boisé : <input type="checkbox"/>	-----
		arbustaie : <input type="checkbox"/>	-----
		herbaciaie : <input type="checkbox"/>	-----
		autres : <input type="checkbox"/>	-----
activité animale	-----	oiseaux : <input type="checkbox"/>	-----
		gibier : <input type="checkbox"/>	-----
		petits mammifères : <input type="checkbox"/>	-----
		autres : <input type="checkbox"/>	-----

LA CONTAMINATION

1. Le volume de la contamination est estimé à _____ m³ et la superficie est estimée à _____ m²

2. La contamination est essentiellement observée

en surface

uniforme

en profondeur

en îlots (points chauds)

autre _____

autre _____

3. La contamination présentée est

bien caractérisée

homogène

peu ou pas caractérisée

hétérogène

Préciser _____ :

4. Des odeurs émanent de la zone contaminée (préciser) : _____

5. La nappe phréatique est possiblement contaminée (préciser) : _____

6. L'eau de surface environnante est possiblement contaminée (préciser) : _____

Remarques _____ :

LES RÉCEPTEURS

Récepteur	Présence			Signe de stress
	observée	probable	peu probable	
Mammifère terrestre				
Carnivore	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Herbivore	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Insectivore	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Aquatique	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Remarques :	_____			
Flore terrestre				
Herbacée	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Arbustive	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Arborescente	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Remarques :	_____			
Reptile	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Amphibien	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Organisme du sol				
Invertébré	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Microorganisme	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____
Remarques :	_____			

LES RÉCEPTEURS (SUITE)

Récepteur (suite)	Présence			Signes de stress
	observée	probable	peu probable	
Diversité biologique				
Milieu critique ou sensible	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Aire protégée	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Espèce menacée, vulnérable	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
Remarques : _____				
Faune aviaire				
Insectivore	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Granivore	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Omnivore	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Carnivore	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Autre	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		
Remarques : _____				
Faune aquatique				
Invertébré benthique	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Invertébré pélagique	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Poisson	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

Remarques : _____

Flore aquatique _____ _____ _____ _____

Remarques : _____

LES ENVIRONS DU TERRAIN

Note : Un plan de localisation, une cartographie ou une photographie aérienne de la région à l'étude facilite la description.

Secteur	Zone	Importance relative	Brève description
Nord	industrielle	<input type="checkbox"/>	_____
	urbaine	<input type="checkbox"/>	_____
	agricole	<input type="checkbox"/>	_____
	naturelle	<input type="checkbox"/>	_____
	autre	<input type="checkbox"/>	_____
Est	industrielle	<input type="checkbox"/>	_____
	urbaine	<input type="checkbox"/>	_____
	agricole	<input type="checkbox"/>	_____
	naturelle	<input type="checkbox"/>	_____
	autre	<input type="checkbox"/>	_____
Sud	industrielle	<input type="checkbox"/>	_____
	urbaine	<input type="checkbox"/>	_____
	agricole	<input type="checkbox"/>	_____
	naturelle	<input type="checkbox"/>	_____
	autre	<input type="checkbox"/>	_____
Ouest	industrielle	<input type="checkbox"/>	_____
	urbaine	<input type="checkbox"/>	_____
	agricole	<input type="checkbox"/>	_____
	naturelle	<input type="checkbox"/>	_____
	autre	<input type="checkbox"/>	_____

**LES RESSOURCES CRITIQUES DANS LES ENVIRONS DU TERRAIN
(Rayon de 1 km)**

Ressource	Position	Brève description
Diversité biologique	_____	milieu critique/sensible : <input type="checkbox"/>
	_____	aire protégée : _____
	-	espèce menacée/vulnérable : <input type="checkbox"/>
		<input type="checkbox"/>

Aquatique	_____	milieu humide : <input type="checkbox"/>
		lac/étang : _____
		ruisseau/rivière : _____
		espèce aquatique valorisée : <input type="checkbox"/>
		<input type="checkbox"/>

		-
Végétale	_____	forêt : <input type="checkbox"/>
		petit boisé : _____
		espèce végétale valorisée : <input type="checkbox"/>

Animale

oiseaux :
gibier : _____
petits mammifères : _____
espèce animale valorisée :

ANNEXE 4**SYNTHÈSE DES RÉSULTATS SUR LES RENSEIGNEMENTS
DISPONIBLES POUR LA DÉFINITION DE LA
PROBLÉMATIQUE**

	RENSEIGNEMENTS DISPONIBLES (identifier les sources de renseignements)	COMMENTAIRES (identifier les biais et difficultés; les besoins de renseignements supplémentaires et les moyens pour obtenir les renseignements manquants)
SOURCE		
Nature		
Historique		
Étendue		
AGENT STRESSEUR		
Identification		
Importance relative		
ÉCOSYSTÈME		
Dimension		
Caractéristiques		
RÉCEPTEUR		
Identifié lors de la planification		
Identifié lors de l'évaluation		
RÉPONSE APPRÉHENDÉE		
Individu		
Population		
Communauté		

ANNEXE 5**SYNTHÈSE DES ÉLÉMENTS DE CLARIFICATION DES
RENSEIGNEMENTS NÉCESSAIRES POUR LA DÉFINITION
DE LA PROBLÉMATIQUE**

	PLANIFICATION (décrire le besoin exprimé)	ÉVALUATION (identifier les besoins de clarification nécessaire pour l'évaluation)
PROBLÉMATIQUE À L'ÉTUDE		
Description du problème		
Échelle spatiale et temporelle		
Questions principales		
Mesures à prendre		
Échéancier		
Budget		
BASES DE L'ÉVALUATION		
Approche d'évaluation		
OBJECTIF GÉNÉRAL DE L'ÉVALUATION		
Énoncé		

ANNEXE 6**FORMULAIRE DES CONSIDÉRATIONS POUR L'EXAMEN
CRITIQUE DU MODÈLE CONCEPTUEL**

Hypothèse de perturbation ¹ : _____ _____		
LIENS avec autres hypothèses		
	SOURCE DE RENSEIGNEMENTS²	INCERTITUDE³
LIMITE SPATIALE		
Contamination effective		
Contamination potentielle		
Distribution du récepteur		
AGENT STRESSEUR		
Composition		
Ampleur et distribution		
Comportement environnemental		
RÉCEPTEUR		
Entité biologique ou écologique		
Relations interspécifiques		
RÉPONSE ÉCOTOXICOLOGIQUE APPRÉHENDÉE		
Directe		
Indirecte		

¹ Un examen critique est réalisé pour chaque hypothèse de perturbation.

² Examen des sources de renseignements : (a) Ouvrages de référence; (b) Données expérimentales; (c) Données estimées; (d) Jugement; (e) Autre source.

³ À cette étape, les sources d'incertitude suivantes sont qualifiées : (a) Variabilité naturelle; (b) Renseignement incomplet ou imprécis; (c) Approximation/simplification; (d) Extrapolation; (e) Jugement.

ANNEXE 7

APPROCHE DU POIDS DES ÉVIDENCES

1. INTRODUCTION

L'approche du poids des évidences présentée dans cette annexe constitue un outil d'aide à la caractérisation du risque. Elle a été ajustée aux besoins de la PÉRÉ à partir de l'approche « Weight-of-Evidence » développée par le Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup (1995). L'approche du poids des évidences se définit de la manière suivante :

L'approche du poids des évidences est un processus permettant de relativiser le degré d'association entre plusieurs risques estimés et un paramètre d'évaluation.

Cette approche repose sur trois grands principes :

1. Le niveau de confiance ou le poids attribué à un risque estimé varie en fonction du degré d'association entre le paramètre d'évaluation et l'ensemble «paramètres de mesure/outil(s) de relation », de la qualité des données et de la manière dont le risque estimé a été déterminé.
2. Une réponse significative et évidente obtenue pour un risque estimé a plus de poids qu'une réponse marginale ou ambiguë obtenue pour un autre.
3. Un niveau de confiance ou un poids plus élevé est attribué aux risques estimés pour lesquels des réponses concordantes ont été retenues.

La figure 19 et les sections qui suivent présentent les composantes de l'approche du poids des évidences. La dernière section présente, quant à elle, un exemple d'application de cette approche pour un paramètre d'évaluation.

L'approche du poids des évidences doit être planifiée et initiée lors des trois premières phases de réalisation de l'ÉRE. C'est lors de ces phases que l'équipe d'évaluation établit les bases de cette approche en validant les facteurs de pondération des attributs servant à juger les risques estimés. L'équipe d'évaluation peut aussi, à la phase 2 (outils descriptifs), considérer ces attributs pour optimiser la sélection des ensembles «paramètres de mesure/outil(s) de relation » pour un paramètre d'évaluation.

L'approche du poids des évidences est constituée de trois composantes. La première composante consiste à assigner un poids relatif à chaque risque estimé sur la base d'une notation pondérée des attributs. La deuxième composante consiste à compiler dans une matrice la résultante du jugement porté sur l'évidence et l'ampleur de la réponse. La troisième et dernière composante consiste à rapporter, sur un diagramme de concordance, le poids relatif de chaque risque estimé en fonction du jugement porté sur l'évidence et l'amplitude de la réponse pour ce risque estimé.

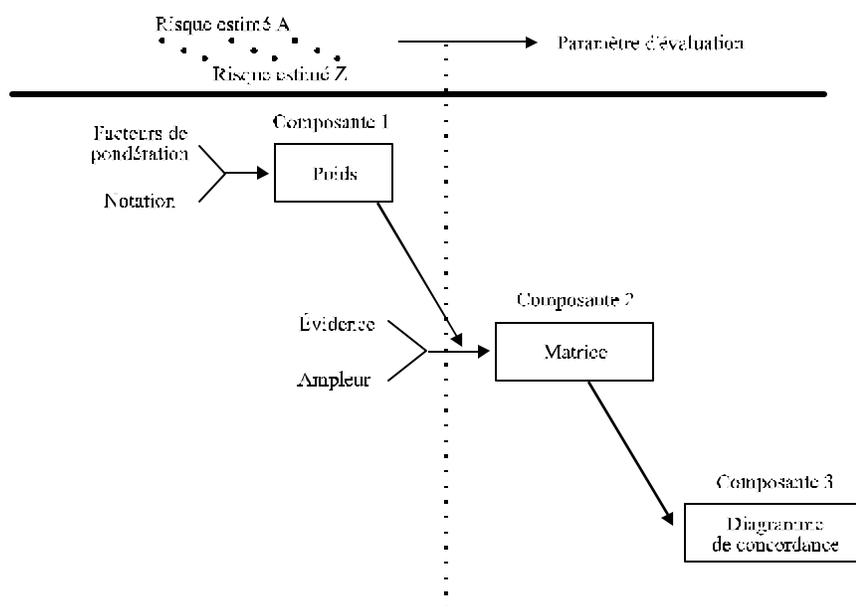


Figure 19 - Composantes de l'approche du poids des évidences

2. ASSIGNATION D'UN POIDS À CHAQUE RISQUE ESTIMÉ

La première composante de cette approche consiste à assigner un poids à chaque risque estimé en fonction de sa capacité à estimer ou à mesurer le paramètre d'évaluation. Pour ce faire, il faut tout d'abord établir un facteur de pondération pour chacun des dix attributs. Par la suite, les risques estimés sont notés à l'aide d'une grille permettant de juger de leur adéquation à ces attributs. Finalement, la sommation des notes pondérées ainsi obtenues permet d'assigner un poids relatif à chaque risque estimé.

2.1 Attributs

Le tableau 9 présente les dix attributs de l'approche du poids des évidences. Ils sont regroupés en trois catégories :

- le degré d'association entre le risque estimé et le paramètre d'évaluation (3 attributs);
- la qualité des données (1 attribut);
- la conception et l'exécution des activités menant au risque estimé (6 attributs).

2.2 Facteurs de pondération

L'importance relative de chaque attribut est subjective et reflète le jugement professionnel. Le « Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup » (1995) a mis au point un ensemble de facteurs de pondération reflétant le jugement professionnel d'une dizaine de spécialistes de l'ÉRÉ. Ces facteurs de pondération sont présentés au tableau 10. La description détaillée de la méthodologie qui a servi à

établir ces facteurs de pondération est présentée dans le rapport du « Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup » (1995). L'équipe d'évaluation peut choisir de ne pas considérer cette grille de pondération. Elle devra alors établir, au cours de l'étape 1 de la phase 3 de l'ÉRÉ, de nouveaux facteurs de pondération et fournir la méthodologie utilisée pour le faire ainsi que les justifications appropriées.

2.3 Notation de chaque risque estimé

Cette étape consiste à allouer à chaque attribut une note de 1 (bas) à 5 (élevé) en fonction du niveau de conformité du risque estimé à chacun des attributs. Le tableau 11 définit les notes associées à chaque attribut.

Tableau 9 - Attributs utilisés dans l'approche du poids des évidences

ATTRIBUTS	EXPLICATIONS
1. Degré d'association entre le risque estimé et le paramètre d'évaluation	
Degré d'association entre le risque estimé et le paramètre d'évaluation	Cet attribut réfère au niveau de représentativité du risque estimé face au paramètre d'évaluation. Le degré d'association est basé sur le lien entre l'ensemble «paramètres de mesure/outil(s) de relation » du risque estimé et le paramètre d'évaluation selon les éléments de similarité entre les effets, les organes cibles, les mécanismes d'action et le niveau d'organisation biologique.
Corrélation entre l'agent stresser et la réponse mesurée ou estimée pour le risque estimé	Cet attribut est associé à la capacité de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » du risque estimé à mettre en évidence un effet à la suite d'une exposition à l'agent stresser et à corréler cet effet avec le niveau d'exposition. Il considère donc la susceptibilité du récepteur ciblé à l'agent stresser et l'ampleur de l'effet observé.
Utilité des mesures pour juger d'un effet néfaste	Cet attribut est lié à la possibilité de comparer les résultats obtenus pour des éléments de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » à des mesures objectives, à des critères ou à des données bien acceptées par la communauté scientifique. Des exemples de ces mesures, critères ou données sont les indices biologiques, les critères de qualité et les concentrations de référence élaborés par un organisme gouvernemental.
2. Qualité des données	
Niveau d'atteinte des objectifs de qualité des données	Cet attribut reflète le degré d'atteinte des objectifs de qualité des données. L'adéquation de ces objectifs doit être jugée en fonction des pratiques analytiques et d'échantillonnage. Lorsque des objectifs de qualité ne sont pas atteints, les raisons ainsi que l'influence sur l'ensemble de l'évaluation doivent être clairement documentées.
3. Conception et exécution des activités menant au risque estimé	
Spécificité par rapport au terrain à l'étude	Cet attribut réfère au niveau de concordance entre le plan expérimental et le terrain d'intérêt en fonction des données, du milieu, des types d'habitats, des espèces, des conditions environnementales et des références.

ATTRIBUTS	EXPLICATIONS
Sensibilité du risque estimé à détecter les changements	Cet attribut est lié à la capacité de détecter une réponse. Il reflète la capacité de discriminer la réponse associée à l'agent stressueur de celle résultant de la variabilité naturelle et analytique.
Représentativité spatiale	Cet attribut est lié au degré de compatibilité entre le terrain à l'étude et l'un ou l'autre des éléments suivants : la localisation des mesures ou des prélèvements, l'agent stressueur, les récepteurs ainsi que les zones d'exposition potentielle.
Représentativité temporelle	Cet attribut est associé à la compatibilité temporelle entre le risque estimé (moment où les données ont été obtenues ou période pour laquelle les données sont représentatives) et la période durant laquelle les effets d'intérêt sont susceptibles de se manifester.
Quantification du risque estimé	Cet attribut est associé au degré de quantification des éléments de l'ensemble «paramètres de mesure/outil(s) de relation » ainsi qu'au niveau d'objectivité du résultat obtenu.
Utilisation de méthodes normalisées	Cet attribut réfère au niveau d'utilisation de protocoles recommandés par une autorité scientifique reconnue. Cet attribut considère aussi la pertinence et l'applicabilité des protocoles par rapport au terrain à l'étude ainsi qu'au besoin de modification de ces protocoles.

Tableau 10 - Facteurs de pondération

ATTRIBUTS	FACTEUR DE PONDÉRATION
Degré d'association	1,0
Corrélation entre l'agent stresseur et la réponse mesurée ou estimée	0,7
Utilité des mesures	0,5
Niveau d'atteinte des objectifs de qualité	0,8
Spécificité par rapport au terrain à l'étude	0,5
Sensibilité du risque estimé	0,5
Représentativité spatiale	0,4
Représentativité temporelle	0,2
Quantification du risque estimé	0,2
Utilisation de méthodes normalisées	0,2

2.4 Assignment d'un poids à chaque risque estimé

Pour assigner un poids au risque estimé, il faut tout d'abord multiplier chaque note par le facteur de pondération correspondant, puis diviser la somme de ces notes pondérées par 5. Le poids assigné est arrondi à la valeur entière la plus près. Ainsi, la formule du calcul du poids du risque estimé est la suivante :

$$\text{Poids du risque estimé} = \sum (\text{note} \times \text{facteur de pondération}) / 5 = 1 \text{ (faible) à } 5 \text{ (élevé)}.$$

Le tableau 12 présente une feuille de calcul du poids relatif de chaque risque estimé associé à un paramètre d'évaluation.

Tableau 11 - Définition des notes associées à chaque attribut

1. DEGRÉ D'ASSOCIATION ENTRE LE RISQUE ESTIMÉ ET LE PARAMÈTRE D'ÉVALUATION						
ATTRIBUT	FACTEURS À CONSIDÉRER	NOTE				
		1	2	3	4	5
Degré d'association	Corrélation ou applicabilité du risque estimé par rapport au paramètre d'évaluation basée sur les éléments suivants : <ul style="list-style-type: none"> – la similarité des effets, – l'organe cible, – les mécanismes d'action – le niveau d'organisation biologique. 	Le risque estimé et le paramètre d'évaluation sont indirectement liés sur la base des éléments précédents.	Le risque estimé et le paramètre d'évaluation sont liés uniquement sur la base du niveau d'organisation biologique.	Le risque estimé et le paramètre d'évaluation sont liés sur la base des éléments précédents à l'exception du niveau d'organisation biologique.	Le risque estimé et le paramètre d'évaluation sont directement liés sur la base des éléments précédents.	Le paramètre d'évaluation est directement mesuré.
Corrélation entre l'agent stressueur et la réponse mesurée ou estimée	La capacité de l'ensemble « paramètres de mesure/outil(s) de relation » à démontrer un effet découlant d'une exposition à l'agent stressueur; la corrélation avec le niveau d'exposition et la réponse.	La réponse mesurée ou estimée n'a pas été démontrée dans d'autres études, mais elle est plausible sur la base de la réponse démontrée pour des agents stressueurs similaires.	La réponse mesurée ou estimée a été suggérée dans les ouvrages de référence. Cependant, elle n'a pas été définitivement démontrée.	La réponse mesurée ou estimée a été démontrée. Cependant, la réponse n'est pas corrélée au niveau d'exposition.	La réponse est quantitativement corrélée au niveau d'exposition, mais la corrélation n'est pas statistiquement significative (ou les données ne sont pas suffisantes pour tester la signification statistique).	La corrélation est statistiquement démontrée.

Tableau 11 (suite) - Définition des notes associées à chaque attribut

1. DEGRÉ D'ASSOCIATION ENTRE LE RISQUE ESTIMÉ ET LE PARAMÈTRE D'ÉVALUATION (SUITE)						
ATTRIBUT	FACTEURS À CONSIDÉRER	NOTE				
		1	2	3	4	5
Utilité des valeurs	Applicabilité, certitude et bases scientifiques des valeurs utilisées pour le risque estimé; niveau de sensibilité des valeurs.	Les valeurs utilisées pour le risque estimé sont élaborées par l'équipe d'évaluation (i.e. indice personnel). Leur applicabilité, leur niveau de confiance, leurs bases scientifiques et leur niveau de sensibilité sont relativement faibles.	Les valeurs utilisées pour le risque estimé sont un indice personnel : leur applicabilité ou leur niveau de confiance sont faibles ou leurs bases scientifiques sont faibles ou leur niveau de sensibilité est relativement faible.	Les valeurs utilisées pour le risque estimé ont été élaborées par une tierce partie et sont bien acceptées mais leur applicabilité ou leur niveau de confiance sont limités ou leurs bases scientifiques sont faibles ou leur sensibilité est relativement faible.	Les valeurs utilisées pour le risque estimé ont été élaborées par une tierce partie et sont bien acceptées. Leur applicabilité, leur niveau de confiance et leurs bases scientifiques sont relativement élevés. Leur sensibilité est modérément satisfaisante.	Les valeurs utilisées pour le risque estimé ont été élaborées par une tierce partie et sont bien acceptées. Leur niveau d'applicabilité, leur niveau de confiance, leurs bases scientifiques et leur sensibilité sont élevés.

Tableau 11 (suite) : Définition des notes associées à chaque attribut

2. QUALITÉ DES DONNÉES						
ATTRIBUT	FACTEURS À CONSIDÉRER	NOTE				
		1	2	3	4	5
Qualité des données	Le niveau d'atteinte des objectifs de qualité.	Les objectifs de qualité ne sont pas atteints ou le fait de ne pas atteindre les objectifs de qualité ainsi que leur impact sur l'évaluation ne sont pas documentés.	Peu d'objectifs de qualité sont atteints et le fait de ne pas atteindre tous les objectifs de qualité ainsi que leur impact sur l'évaluation sont relativement peu documentés.	La majorité des objectifs de qualité sont atteints et le fait de ne pas atteindre tous les objectifs de qualité ainsi que leur impact sur l'évaluation sont relativement peu documentés.	La majorité des objectifs de qualité sont atteints et le fait de ne pas atteindre tous les objectifs de qualité ainsi que leur impact sur l'évaluation sont clairement documentés.	Tous les objectifs de qualité sont atteints.

Tableau 11 (suite) : Définition des notes associées à chaque attribut

3. CONCEPTION ET EXÉCUTION DES ACTIVITÉS MENANT AU RISQUE ESTIMÉ						
ATTRIBUT	FACTEURS À CONSIDÉRER	NOTE				
		1	2	3	4	5
Spécificité par rapport au terrain à l'étude	Représentativité des facteurs suivants du plan expérimental par rapport au terrain : - données, - milieu, - habitat, - espèces, - conditions environnementales, - références.	Seulement un ou deux de ces facteurs proviennent du terrain ou le reflètent adéquatement.	Trois de ces facteurs proviennent du terrain ou le reflètent adéquatement.	Quatre de ces facteurs proviennent du terrain ou le reflètent adéquatement.	Cinq de ces facteurs proviennent du terrain ou le reflètent adéquatement.	Tous les facteurs proviennent du terrain ou le reflètent adéquatement.
Sensibilité du risque estimé	La capacité du risque estimé à détecter la variabilité associée à l'agent stresser par rapport à la variabilité naturelle.	Le risque estimé peut détecter des changements plus grands que 1 000x.	Le risque estimé peut détecter des changements variant entre 100x et 1 000x.	Le risque estimé peut détecter des changements variant entre 10x et 99x.	Le risque estimé peut détecter des changements variant entre 2x et 9x.	Le risque estimé peut détecter des changements inférieurs à 2x.
Représentativité spatiale	Chevauchement spatial des éléments suivants : - l'aire d'étude, - l'échantillonnage/mesure, - l'agent stresser, - les récepteurs, - la zone d'exposition potentielle.	La localisation de deux de ces éléments se chevauche seulement sur une superficie restreinte.	La localisation de deux de ces éléments se chevauche.	La localisation de trois de ces éléments se chevauche.	La localisation de quatre de ces éléments se chevauche.	La localisation des cinq éléments se chevauche.

Tableau 11 (suite) : Définition des notes associées à chaque attribut

3. CONCEPTION ET EXÉCUTION DES ACTIVITÉS MENANT AU RISQUE ESTIMÉ (SUITE)						
ATTRIBUT	FACTEURS À CONSIDÉRER	NOTE				
		1	2	3	4	5
Représentativité temporelle	Superposition temporelle entre la période de mesures et la période pendant laquelle les effets d'intérêt sont susceptibles de se manifester.	Les mesures sont réalisées à l'extérieur de la période pendant laquelle les effets sont les plus susceptibles de se manifester et un seul échantillonnage ou une seule série de mesures a été effectué et la variabilité est importante.	Les mesures sont réalisées à l'extérieur de la période pendant laquelle les effets sont les plus susceptibles de se manifester ou un seul échantillonnage ou une seule série de mesures a été effectué ou la variabilité est importante.	Les mesures sont réalisées à la période pendant laquelle les effets sont les plus susceptibles de se manifester et un seul échantillonnage ou une seule série de mesures a été effectué ou la variabilité est modérée.	Les mesures sont réalisées à la période pendant laquelle les effets sont les plus susceptibles de se manifester et deux échantillonnages ou séries de mesures ont été effectués et la variabilité est modérée.	Les mesures sont réalisées à la période pendant laquelle les effets sont les plus susceptibles de se manifester et deux échantillonnages ou séries de mesures ont été effectués et la variabilité est faible ou plusieurs échantillonnages ou séries de mesures ont été effectués et la variabilité est de modérée à élevée.

Tableau 11 (suite) : Définition des notes associées à chaque attribut

3. CONCEPTION ET EXÉCUTION DES ACTIVITÉS MENANT AU RISQUE ESTIMÉ (SUITE)						
ATTRIBUT	FACTEURS À CONSIDÉRER	NOTE				
		1	2	3	4	5
Quantification du risque estimé	Les résultats sont quantitatifs ou qualitatifs, objectifs ou subjectifs, suffisants ou non pour être testés statistiquement et la signification écologique peut être déduite ou non.	Les résultats sont qualitatifs et sont sujets à interprétation.	Les résultats sont qualitatifs et ne sont pas sujets à interprétation (i.e. ils sont objectifs).	Les résultats sont quantitatifs mais les données sont insuffisantes pour être testées statistiquement.	Les résultats sont quantitatifs et peuvent être testés statistiquement mais la signification écologique ne peut être clairement établie.	Les résultats sont quantitatifs et peuvent être testés statistiquement et la signification écologique peut être établie.
Utilisation de méthodes normalisées	Pertinence et applicabilité de la méthode et besoin de modifications. Niveau auquel les activités qui ont un impact significatif sur le risque estimé suivent les protocoles spécifiques recommandés par une autorité scientifique et appartiennent à une des catégories suivantes : - une évaluation de l'impact, - une étude de terrain, - un test de toxicité, - un calcul de valeur de référence, - une analyse de tissu.	Une des méthodes utilisées n'a jamais été publiée et elle n'appartient pas à l'une des cinq catégories.	Une des méthodes se réfère à l'une des cinq catégories mais son application est particulière à l'étude et elle n'est pas publiée ni normalisée.	Une méthode normalisée existe pour toutes les méthodes utilisées mais la pertinence d'une de ces méthodes pour le but poursuivi est discutable et elle doit être modifiée pour être applicable aux conditions spécifiques du terrain.	Une méthode normalisée existe pour toutes les méthodes utilisées : elle est soit directement applicable avec ou sans légères modifications ou elle est modifiée selon un protocole proposé dans au moins deux études révisées par des pairs.	Une méthode normalisée existe pour toutes les méthodes utilisées : elle est soit directement applicable sans aucune modification ou elle est modifiée selon un protocole proposé dans au moins trois études révisées par des pairs.

Tableau 12 - Feuille de calcul du poids relatif de chaque risque estimé associé à un paramètre d'évaluation

PARAMÈTRE D'ÉVALUATION : _____				
ATTRIBUTS	FACTEUR DE PONDÉRATION	NOTE		
		RISQUE ESTIMÉ A	RISQUE ESTIMÉ B	RISQUE ESTIMÉ C
1. Degré d'association entre le risque estimé et le paramètre d'évaluation				
– Degré d'association	1,0			
– Corrélation entre l'agent stressant et la réponse	0,7			
– Utilité des valeurs	0,5			
1. Qualité des données	0,8			
2. Conception et exécution des activités menant au risque estimé				
– Spécificité par rapport au terrain	0,5			
– Sensibilité	0,5			
– Représentativité spatiale	0,4			
– Représentativité temporelle	0,2			
– Quantification	0,2			
– Méthodes normalisées	0,2			
Σ (note x facteur de pondération)/5				
POIDS				

3. ÉVIDENCE ET AMPLIEUR DU RISQUE ESTIMÉ

La deuxième composante de l'approche du poids des évidences consiste à poser un jugement sur l'évidence et l'amplitude de la réponse obtenue pour chaque risque estimé. Pour ce faire, l'équipe d'évaluation doit répondre aux deux questions suivantes :

1. Y a-t-il une évidence d'un risque non tolérable, c'est-à-dire le risque estimé indique-t-il le dépassement du niveau d'action¹³ (oui, non, indéterminé)?
2. Quelle est l'ampleur du dépassement du niveau d'action (faible, élevée, indéterminée)?

Dans la plupart des cas, la réponse à la première question est binaire (oui ou non). Cependant, le niveau d'action peut se situer à l'intérieur de l'intervalle de confiance du risque estimé. Dans ce cas, il est possible que l'équipe d'évaluation ne puisse conclure sur le dépassement ou non du niveau d'action et par conséquent sur son ampleur.

Les réponses à ces deux questions sont intégrées dans une matrice avec le poids assigné à chaque risque estimé. Cette matrice, présentée au tableau 13, facilite l'interprétation des résultats et représente un outil de communication simple et efficace.

Tableau 13 - Matrice intégrant les poids assignés à chaque risque estimé avec l'évidence et l'ampleur du risque estimé

PARAMÈTRE D'ÉVALUATION			
RISQUE ESTIMÉ	POIDS (1 à 5)	ÉVIDENCE DE RISQUE (OUI/NON/INDÉTERMINÉE)	AMPLEUR (FAIBLE/ÉLEVÉE/INDÉTERMINÉE)
Risque estimé A			
Risque estimé B			
Risque estimé C			

4. CONCORDANCE ENTRE LES RISQUES ESTIMÉS

La troisième et dernière composante de l'approche du poids des évidences a pour objectif d'examiner les liens logiques, l'interdépendance et les relations entre les risques estimés de manière à porter un jugement sur la cohérence des réponses observées.

Cette étape consiste à positionner une lettre représentant le risque estimé à l'intérieur d'un diagramme de concordance dont les axes correspondent au poids et aux qualifications de l'évidence et de l'ampleur du risque estimé. La figure 2 présente un diagramme de concordance.

¹³ En ÉRÉ préliminaire, le niveau d'action correspond à un quotient de 1. Pour l'ÉRÉ quantitative, voir chapitre 6, phase 2, activité 2.2

Paramètre d'évaluation : _____

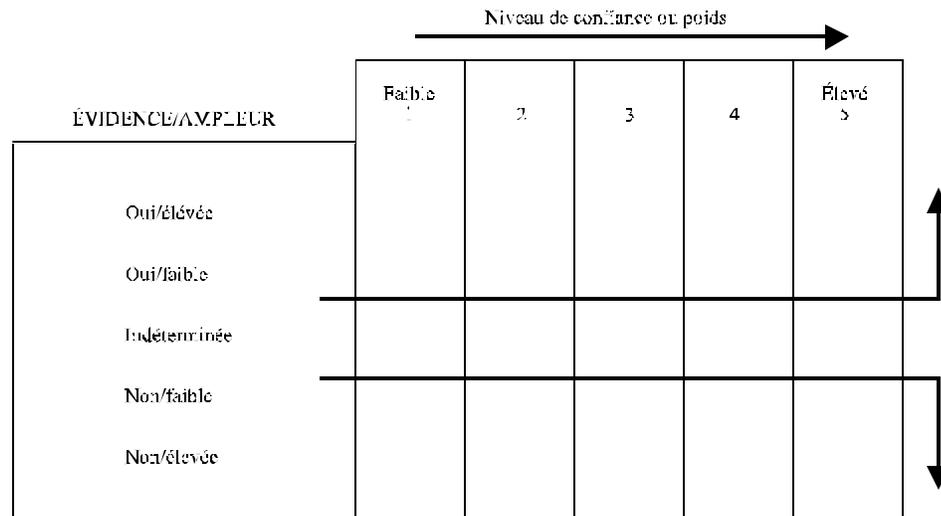


Figure 20 - Diagramme de concordance

5. EXEMPLE D'APPLICATION DE L'APPROCHE DU POIDS DES ÉVIDENCES

Pour illustrer l'approche du poids des évidences et en faciliter la compréhension, cette section présente un exemple de trois risques estimés pour un paramètre d'évaluation.

La problématique porte sur un terrain contaminé pour lequel on cherche à déterminer si la contamination du terrain entraîne le non-respect du niveau de protection associé à l'usage prévu.

L'un des paramètres d'évaluation retenus est le suivant :

Diminution de l'abondance des campagnols dans les limites du terrain à l'étude.

Le niveau d'action retenu est de 25 % et les trois risques estimés associés à ce paramètre d'évaluation sont les suivants :

- **Risque estimé A :**
 - Méthode de caractérisation du risque : Caractérisation de l'abondance du campagnol sur le terrain par rapport à un terrain de référence.
 - Réponse : Diminution de 30 ± 10 %.

• **Risque estimé B :**

- Méthode de caractérisation du risque : Toxicité létale et sous-létale pour une espèce substitut et utilisation d'un modèle mathématique pour inférer sur l'abondance de la population de campagnols.
- Réponse : Diminution de $40 \pm 10 \%$.

• **Risque estimé C :**

- Méthode de caractérisation du risque : Expérimentation dans un système naturel délimité (enclos) auquel est ajouté l'agent stressueur.
- Réponse : Diminution de $32 \pm 5 \%$.

Le résultat des activités de la première composante de l'approche du poids des évidences, c'est-à-dire le poids assigné à chacun des risques estimés, est représenté au tableau 14.

Tableau 14 - Exemple de feuille de calcul du poids relatif de chaque risque estimé

PARAMÈTRE D'ÉVALUATION :				
Diminution de l'abondance des campagnols dans les limites du terrain à l'étude				
ATTRIBUTS	FACTEUR DE PONDÉRATION	NOTE		
		RISQUE ESTIMÉ A	RISQUE ESTIMÉ B	RISQUE ESTIMÉ C
1. Degré d'association entre le risque estimé et le paramètre d'évaluation				
– Degré d'association	1,0	5	2	4
– Corrélation entre l'agent stressueur et la réponse	0,7	3	4	4
– Utilité des valeurs	0,5	3	3	2
2. Qualité des données	0,8	2	4	4
3. Conception et exécution des activités menant au risque estimé				
– Spécificité par rapport au terrain	0,5	5	1	3
– Sensibilité	0,5	2	4	3
– Représentativité spatiale	0,4	5	1	2
– Représentativité temporelle	0,2	2	1	4
– Quantification	0,2	2	4	4
– Méthodes normalisées	0,2	3	4	2
Σ (note x facteur de pondération)/5		3,4	2,6	4,2

POIDS	3	3	4
--------------	---	---	---

La résultante des activités de la deuxième composante de l'approche est présentée au tableau 15.

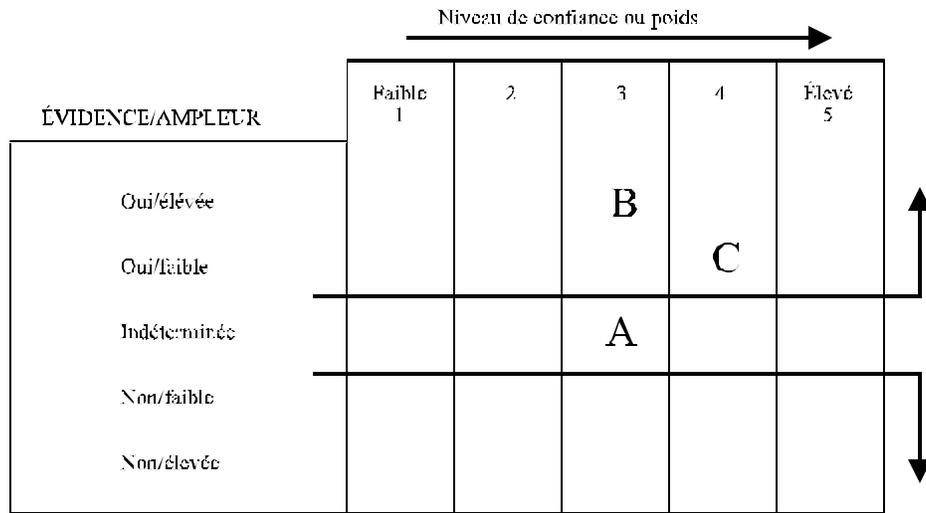
Tableau 15 - Exemple de la matrice intégrant les poids assignés à chaque risque estimé avec l'évidence et l'ampleur du risque estimé

PARAMÈTRE D'ÉVALUATION : Diminution des campagnols dans les limites du terrain à l'étude			
RISQUE ESTIMÉ	POIDS (1 À 5)	ÉVIDENCE DE RISQUE (OUI/NON/INDÉTERMINÉE)	AMPLEUR (FAIBLE/ÉLEVÉE/INDÉTERMINÉE)
Risque estimé A	3	indéterminée	indéterminée
Risque estimé B	3	oui	élevée
Risque estimé C	4	oui	faible

Finalement, en plaçant la lettre correspondant à chaque risque estimé dans la case correspondant aux poids ainsi qu'à l'évidence et à l'ampleur, on obtient le diagramme de concordance présenté à la figure 21.

Dans cet exemple, la conclusion pourrait être qu'il y a un risque non tolérable d'une diminution de l'abondance des campagnols sur le terrain comme l'indique la prépondérance d'une évidence de risque et du poids relatif des risques estimés B et C. De plus, aucun risque estimé n'a pu démontrer une absence d'évidence de risque.

Paramètre d'évaluation : Diminution de l'abondance des campagnols dans les limites du terrain à l'étude



Placer la lettre désignant le risque estimé dans la case correspondant au poids et à l'évidence/ampleur déterminés aux deux étapes précédentes

Figure 21 - Exemple de l'utilisation d'un diagramme de concordance

ANNEXE 8

CHEMINEMENT ANALYTIQUE

La figure 22 présente une structure applicable à l'élaboration d'un cheminement analytique (inspirée de Suter *et al.*, 1994). L'élaboration d'un tel cheminement facilite la description de la méthode d'estimation du risque pour un paramètre d'évaluation donné (phase 3, activité 1.2). Le tableau 16 présente quant à lui les considérations liées à chaque composante d'un cheminement analytique.

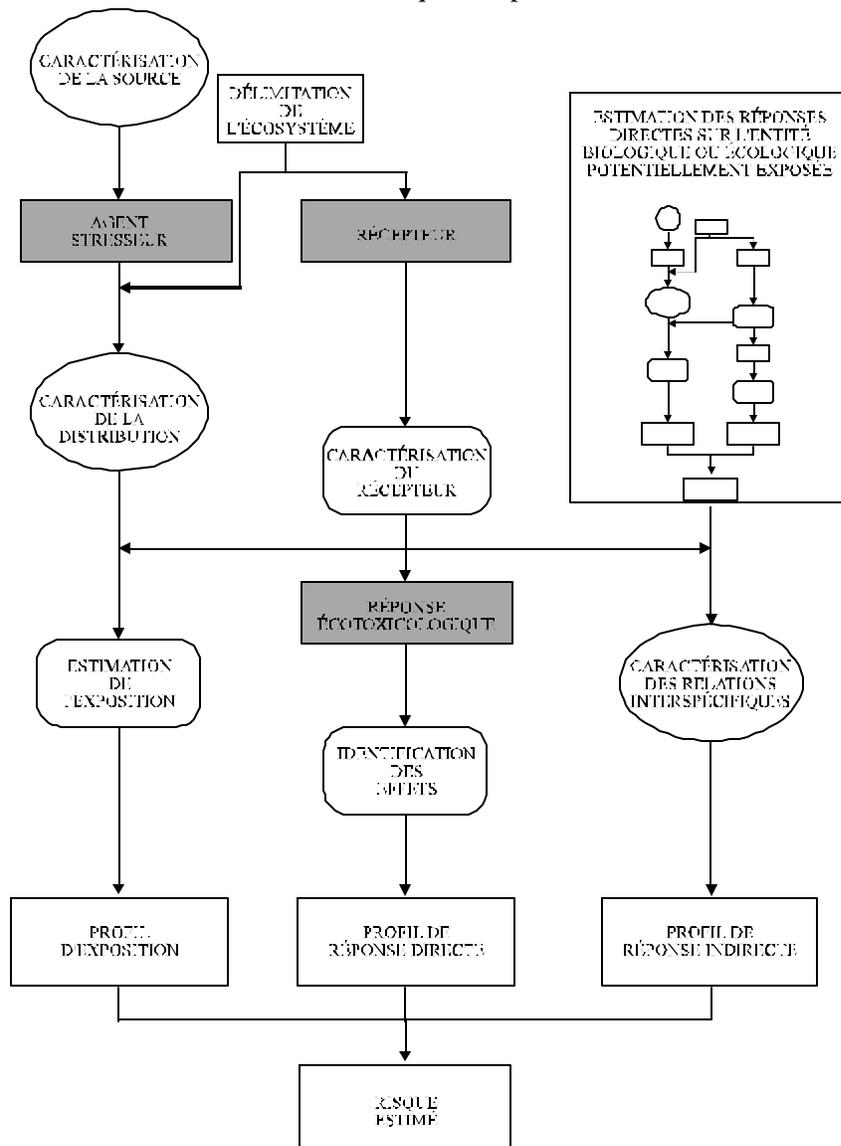


Figure 22 - Structure applicable à l'élaboration d'un cheminement analytique

Tableau 16 - Considérations liées à chacune des composantes d'un cheminement analytique*

COMPOSANTES	SOURCES DE RENSEIGNEMENTS DE BASE	OBJECTIFS VISÉS LORS DES ACTIVITÉS D'ÉVALUATION
Caractérisation de la source	ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS Analyse des renseignements disponibles Visite de terrain Définition de la problématique écotoxicologique (SOURCE et AGENT STRESSEUR) ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de la source de stress	<ul style="list-style-type: none"> - Déterminer les caractéristiques du terrain contaminé (ex. : superficie, drainage, contamination) et de l'agent stresser (ex. : composition qualitative et quantitative). - Caractériser l'émission des contaminants (ex. : moment, durée, localisation, intensité).
Délimitation de l'écosystème	ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS Définition de la problématique écotoxicologique (ÉCOSYSTÈME) ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de l'écosystème ciblé FORMULATION DES HYPOTHÈSES DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques	<ul style="list-style-type: none"> - Identifier l'écosystème considéré et les limites spatiale et temporelle applicables.
Caractérisation de la distribution	ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS Définition de la problématique écotoxicologique (AGENT STRESSEUR) ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de la source de stress DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques	<ul style="list-style-type: none"> - Déterminer les mécanismes et les voies de transport ainsi que les processus de transformation de l'agent stresser dans l'écosystème. - Déterminer les concentrations de l'agent stresser dans les compartiments environnementaux pertinents ainsi que les concentrations naturelles et les concentrations de fond.

* Les sources de renseignements de base correspondent aux renseignements obtenus aux phases 1, 2 et 3 (étape 1) précédant l'élaboration du devis d'évaluation. C'est à partir de ces renseignements de base que chacune des composantes du cheminement analytique doit être réfléchié dans l'optique d'établir les éléments nécessaires (ex. : types de données ou de modèles) pour atteindre les objectifs visés lors de la phase 5 et pour orienter la phase 4.

COMPOSANTES	SOURCES DE RENSEIGNEMENTS DE BASE	OBJECTIFS VISÉS LORS DES ACTIVITÉS D'ÉVALUATION
Caractérisation du récepteur	ANALYSE PRÉALABLE DES RENSEIGNEMENTS Définition de la problématique écotoxicologique (RÉCEPTEUR) ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de l'écosystème ciblé DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques	<ul style="list-style-type: none"> - Déterminer les attributs structuraux et fonctionnels du récepteur. - Déterminer les caractéristiques du récepteur pouvant influencer sa susceptibilité (ex. : cycles vitaux) ou son potentiel d'exposition (ex. : distribution, alimentation). - Décrire les relations trophiques du récepteur.
Estimation de l'exposition	ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de l'écosystème ciblé DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques	<ul style="list-style-type: none"> - Déterminer les voies d'exposition du récepteur à l'agent stresseur. - Décrire la dynamique spatiale et temporelle de l'agent stresseur et du récepteur. - Déterminer l'intensité, les dimensions temporelles (ex. : durée, fréquence, périodicité) et les dimensions spatiales (ex. : variation géographique) de l'exposition.
Identification des effets	ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de l'écosystème ciblé DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques	<ul style="list-style-type: none"> - Déterminer, chez le récepteur, les effets néfastes pertinents associés à une exposition à l'agent stresseur. - Déterminer la relation quantitative entre l'agent stresseur et l'effet induit chez le récepteur. - Établir la relation entre la mesure d'effet utilisée et la réponse écologique.
Estimation des réponses directes	ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de l'écosystème ciblé	<ul style="list-style-type: none"> - Cette composante ne doit être incluse au cheminement de l'étude que lorsqu'il y a un potentiel de réponse indirecte pour le récepteur et que lorsque ce potentiel est analysé à l'aide de modèles trophiques de type empirique ou mécaniste. - Élaborer, pour chaque entité potentiellement exposées, un cheminement d'étude qui lui est spécifique.

COMPOSANTES	SOURCES DE RENSEIGNEMENTS DE BASE	OBJECTIFS VISÉS LORS DES ACTIVITÉS D'ÉVALUATION
Caractérisation des relations interspécifiques	ASSEMBLAGE DU MODÈLE CONCEPTUEL Analyse de l'écosystème ciblé DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques Description de la méthode	- Déterminer, soit de façon empirique, soit mécaniste ou expérimentale la relation quantitative entre la réponse directe des entités potentiellement exposées et la réponse indirecte de celles qui ne le sont pas.
Profil de réponse indirect	DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques Description de la méthode	- Déterminer la relation entre l'amplitude de la réponse indirecte et l'exposition de l'entité potentiellement exposé à l'agent stresser.
Profil d'exposition	DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques Description de la méthode	- Déterminer le contact effectif entre le récepteur et l'agent stresser.
Profil de réponse directe	DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques Description de la méthode	- Déterminer la relation entre l'amplitude de la réponse et les dimensions de l'exposition à l'agent stresser.
Risque estimé	DÉFINITION DE LA MÉTHODE D'ESTIMATION Élaboration des scénarios spécifiques Description de la méthode	- Déterminer la probabilité ou la possibilité d'occurrence de diverses amplitudes de réponse chez le récepteur.

* Les sources de renseignements de base correspondent aux renseignements obtenus aux phases 1, 2 et 3 (étape 1) précédant l'élaboration du devis d'évaluation. C'est à partir de ces renseignements de base que chacune des composantes du cheminement analytique doit être réfléchié dans l'optique d'établir les éléments nécessaires (ex. : types de données ou de modèles) pour atteindre les objectifs visés lors de la phase 5 et pour orienter la phase 4.

ANNEXE 9

PLAN D'ASSURANCE ET DE CONTRÔLE DE LA QUALITÉ – ORIENTATIONS ET SPÉCIFICITÉS POUR UNE ÉRÉ

ORIENTATIONS

- L'utilisation de la progression logique des phases de réalisation de l'ÉRÉ (phases 1 à 6) constitue l'élément central du contrôle de la qualité d'une ÉRÉ. Le plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PACQ) doit donc prévoir une documentation satisfaisante du travail réalisé à chaque activité de l'évaluation ainsi qu'une justification adéquate lorsqu'il y a dérogation à l'une de ces activités.
- Le PACQ doit couvrir l'ensemble des activités d'assurance et de contrôle de la qualité qui permettent de juger de la précision, de la justesse, de la représentativité et de la comparabilité des données ainsi que des renseignements utilisés. Les points suivants peuvent entre autres y être trouvés :
 - les activités de contrôle de la qualité devant être effectuées;
 - le personnel affecté à chaque tâche (ex. : échantillonnage, analyse de laboratoire, étude de terrain, modélisation, évaluation) - il faut s'assurer que les individus possèdent la formation et l'expérience pertinentes pour effectuer adéquatement les tâches;
 - les protocoles, les méthodes et autres documents détaillant les différentes activités descriptives qui seront réalisées;
 - les équipements et les autres ressources nécessaires à la réalisation des activités prévues;
 - les moyens de vérification de la qualité et de validation des données servant aux activités descriptives et d'évaluation (phases 4 et 5).
- Le PACQ doit être adapté aux besoins de gestion tout en étant cohérent avec l'ensemble des exigences d'une ÉRÉ.

Tableau 17 - Instructions spécifiques pour le PACQ

DOMAINE	ÉLÉMENTS CIBLÉS
Échantillonnage	<ul style="list-style-type: none"> - Plans spécifiques - Équipements - Échantillons - Contraintes
Ouvrages de référence	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des sources documentaires - Obtention de la source originale de la donnée (ex. : article scientifique, rapport de recherche) - Élaboration des critères d'acceptabilité des données - Récupération des renseignements pertinents (ex. : les questions suivantes peuvent être considérées : Les paramètres physico-chimiques pertinents ont-ils été mesurés? L'échantillon testé a-t-il été échantillonné, manipulé et conservé convenablement? Est-ce que des procédures de laboratoire acceptables ont été employées? Une procédure appropriée de contrôle de la qualité a-t-elle été appliquée? Le traitement statistique des données brutes est-il convenable? Est-ce que des dérogations au protocole utilisé sont rapportées?)
Analyse chimique Analyse toxicologique Étude de laboratoire	<ul style="list-style-type: none"> - Procédure d'identification, de réception et d'entreposage des échantillons - Sources d'approvisionnement et procédures de culture ou d'élevage des organismes (lorsqu'elles sont applicables) - Protocoles analytiques - Méthodes de calcul et statistiques - Validation des méthodes analytiques - Procédures de contrôle de la qualité
Étude de terrain	<ul style="list-style-type: none"> - Modalités d'étude de terrain : localisation des terrains d'étude, date et personnel, liste des activités de l'étude, liste des données connexes, liste des équipements, etc. - Méthodes utilisées - Méthodes de calcul et statistiques - Description des conditions de l'étude - Validation de l'étude - Procédure de contrôle de la qualité (ex. : essais avec substance de référence, terrains de référence, contrôle de la qualité spécifique aux différentes activités de l'étude)

DOMAINE	ÉLÉMENTS CIBLÉS
Modélisation informatique	<ul style="list-style-type: none"> - Modalités de réalisation des activités de modélisation : personnel, système informatique, liste des données, etc. - Description des modèles - Documentation nécessaire à jour (ex. : théorie, codes de programmation, procédures d'installation et d'exploitation) - Adéquation des hypothèses de base et du domaine d'application du modèle avec l'application prévue - Validation des modèles : performance (adéquation entre le modèle et le système informatique), répliquabilité et crédibilité (sur la base d'essais expérimentaux, d'utilisations couronnées de succès dans d'autres applications et d'une publication révisée par des pairs dans un journal scientifique)
Caractérisation du risque	<ul style="list-style-type: none"> - Personnel associé à la réalisation des différentes activités de caractérisation - Description des méthodes d'analyse et d'intégration de l'incertitude - Recours à l'approche du poids des évidences - Procédure d'évaluation de l'adéquation entre les résultats de l'évaluation écotoxicologique et les niveaux de précision définis lors de la planification

ISBN 2-551-19033-9

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Québec, 1998

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Canada, 1998

Envirodoq EN981081

**Centre d'expertise
en analyse
environnementale**

Québec 