

Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux

- 1/ Méthodes d'évaluation, analyse comparative
- 2/ Etude sociologique des représentations des risques, synthèse bibliographique



**EVALUATION ET ACCEPTABILITE DES RISQUES
ENVIRONNEMENTAUX**

VOLET 1 : METHODES D'EVALUATION, ANALYSE COMPARATIVE

**VOLET 2 : ETUDE SOCIOLOGIQUE DES REPRESENTATIONS
DES RISQUES, SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

RAPPORT FINAL

juillet 2006

**A. DERAM - ILIS - Université de Lille
E. VAN STAEVEL - ELYCOOP**

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

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

Avertissement :

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

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

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Méthodes d'évaluation, analyse comparative ; Etude sociologiques des représentations des risques, synthèse bibliographique, 2006, 228 p, n°04-0810//0811/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

Introduction Générale

Comment évaluer les risques environnementaux ? Comment mesurer leurs impacts effectifs ou potentiels sur les écosystèmes ? Quelles sont les différentes méthodes existantes et comment les distinguer, les caractériser les unes par rapport aux autres ?

A partir de quels critères peut-on définir que certains risques environnementaux sont écologiquement et socialement acceptables, tandis que d'autres ne le sont pas ?

Comment sont donc représentés ces risques, d'une part par différents professionnels de l'environnement - chercheurs en écologie, administratifs et industriels responsables de la prévention et de la gestion de ces risques, d'autre part, par le grand public, de plus en plus concerné par ces questions.

Cette étude propose des éléments de réponse à ces questions, en deux volets distincts.

Le premier volet intitulé « **Evaluation des risques environnementaux : analyse comparative des méthodologies** », s'est centré sur l'approche scientifique de l'évaluation des risques environnementaux, présentant les principales méthodologies existantes, afin de les comparer. L'Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé, a en effet pour objectif dans ce travail « l'analyse des variabilités entre les différentes méthodes (d'Evaluation des Risques Environnementaux – ERE) existantes et la définition des conditions préférentielles d'utilisation de chacune ». Après un travail de recension, de comparaison, d'analyse critique et de représentation schématique des méthodologies existantes au niveau français et international, ILIS a rencontré des acteurs utilisateurs effectifs ou potentiels de ces méthodologies afin de les interroger sur leur appréhension de ces méthodes, dans la perspective de préconisations relatives à l'amélioration de ces méthodologies.

Le deuxième volet intitulé « **Etude sociologique des représentations des risques, synthèse bibliographique** », réalisé par E. Van Staëvel, s'est intéressé aux représentations des risques environnementaux par le grand public, à travers une synthèse bibliographique des études françaises principalement. L'analyse ne porte plus ici sur les *méthodes* d'évaluation des risques environnementaux, largement inconnues des populations non spécialistes, mais sur les représentations des risques pour l'environnement en eux-mêmes. Cette approche bibliographique a ainsi permis de définir les spécificités des risques pour l'environnement

dans les représentations, de préciser le rôle des relations effectives ou seulement conceptuelles des populations aux risques environnementaux, et donc l'influence du « vécu » sur les perceptions des risques. Enfin le cadre théorique général de la sociologie des risques a permis une analyse critique des ces études, et de leurs méthodologies – quantitatives ou qualitatives.

Ces deux études permettent ainsi d'appréhender plus précisément les questions de l'évaluation technique, de l'acceptabilité scientifique et de l'acceptabilité sociale des risques environnementaux. Ces deux types d'acceptabilité varient toutes deux en fonction des contextes et des objectifs (dans leurs dimensions scientifiques, techniques, économiques, sociales, culturelles...), et malgré cette caractéristique commune, semblent très souvent diverger. L'une des conclusions majeures de cette étude, apparaît dans l'importance de développer une communication plus accessible à tous, qu'elle soit relative au déroulement ou aux résultats des évaluations des risques environnementaux, afin que ces acceptabilités sociale et scientifique convergent plus souvent, autrement dit que les réponses scientifiques informent plus précisément les questions citoyennes.

**EVALUATION ET ACCEPTABILITE DES RISQUES
ENVIRONNEMENTAUX**

**VOLET 1 : METHODES D'EVALUATION,
ANALYSE COMPARATIVE**

A. DERAM, A. HAYET - ILIS - Université de Lille

Avant-propos

Le premier volet, objet du présent rapport, intitulé « **évaluation des risques environnementaux : analyse comparative des méthodologies** » a été confié à l'I.L.I.S. (Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé). Pour répondre à la problématique posée, ILIS a mis en place la démarche suivante :

- ✓ Première partie : Synthèse bibliographique des principales méthodes d'évaluation des risques environnementaux,
- ✓ Deuxième partie : Analyse bibliographique des principales méthodes d'évaluation des risques environnementaux,
- ✓ Troisième partie : Retour d'expérience : analyse des réponses au questionnaire et aux entretiens,
- ✓ Quatrième partie : Bilan de l'analyse et discussion

Chacune de ces quatre parties a fait l'objet d'un document de travail. Le présent document correspond à la synthèse détaillée de l'ensemble de cette étude (soit des quatre parties décrites précédemment). Elle reprend les principaux résultats de l'analyse comparative des méthodologies d'ERE et du retour d'expérience ainsi que la discussion de ces résultats.

L'ensemble des informations reportées dans ce rapport sont issues de l'analyse des méthodologies d'ERE étudiées (se reporter au paragraphe « méthode » pour connaître les méthodes concernées).

Les points de réflexions, les questions soulevées par l'analyse ainsi que quelques propositions d'outils d'aide à l'ERE sont également proposés dans ce document et sont identifiables grâce à la symbolique suivante :



Principales questions soulevées par la méthodologie



Éléments de réponse et/ou d'amélioration



Considérations importantes

Ce document dresse un état de l'art de l'ERE au travers de l'analyse de neuf méthodes d'ERE et des retours d'expérience. Il ne s'agit pas d'un guide méthodologique de l'évaluation des risques écologiques mais plutôt d'un document d'information sur les moyens méthodologiques et techniques qui existent à ce jour et qui peuvent être mis en place dans le cadre de l'ERE.

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	15
METHODE.....	17
1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	18
1.1. Les méthodologies générales d'évaluation des risques écologiques.....	19
1.2. Les méthodologies d'évaluation des risques spécifiques à un type de matrice .	20
1.3. Les méthodologies d'évaluation des risques spécifiques à un type de substance	21
2. ANALYSE COMPARATIVE DES METHODOLOGIES	21
3. LE RETOUR D'EXPERIENCE	23
3.1. Le questionnaire	23
3.2. Le guide d'entretien	30
3.3. Traitement et analyse de l'information	34
RESULTATS.....	35
1. ANALYSE COMPARATIVE DES METHODOLOGIES	36
1.1. Les méthodologies d'approche générale	36
1.2. Méthodologie d'approche par matrice	41
1.3. Méthodologie d'approche par substance.....	46
2. BILAN DU RETOUR D'EXPERIENCE.....	48
2.1. Bilan analytique des réponses au questionnaire.....	49
2.2. Bilan analytique des réponses à l'entretien	53
DISCUSSION	56
1. ELEMENTS DE REPOSE AUX QUESTIONS REVELEES PAR L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE	57
Quelle est la politique d'évaluation des risques en France?	59
Quelle est la différence entre le risque écologique et le risque « santé »	64
Quels sont les principaux objectifs d'une évaluation des risques écologiques ?.....	66
À quel moment réaliser l'évaluation des risques écologiques ?	69
Quelle est la différence entre une EDR écosystèmes et une étude d'impact ?	72

Quels sont les facteurs déclencheurs d'une évaluation des risques écologiques ?	77
Comment définir et identifier l'écosystème ?	80
Qui sont les acteurs de l'évaluation des risques ?	84
Comment définir les limites de l'évaluation des risques écologiques ?	86
Comment caractériser le témoin d'une évaluation des risques écologiques ?	90
Comment l'usage influence l'ERE?	92
2. L'EVALUATION DES RISQUES ECOLOGIQUES : LES ELEMENTS PRIMORDIAUX	94
2.1. Une phase précédant l'évaluation :	94
2.2. Les grandes phases de l'évaluation	97
2.3. La construction méthodologique	113
2.4. Le plan d'investigations	118
2.5. La communication	119
3. PERSPECTIVE D'AMELIORATION	121
3.1. L'incertitude	121
3.2. Les valeurs de référence	128
3.3. L'appui réglementaire	132
4. LA NOTION D'ACCEPTABILITE DU RISQUE	133
4.1. Bilan de l'analyse bibliographique	133
4.2. Le retour d'expérience	134
4.3. Discussion	136
BIBLIOGRAPHIE.....	142

TABLE DES ILLUSTRATIONS

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Schéma du contexte du site industriel	27
Figure 2 : Répartition des réponses en fonction des groupes d'activités	49
Figure 3 : ERE prospective ou ERE rétrospective ? (I.L.I.S / RE.CO.R.D., 2005).....	71
Figure 4 : Logigramme d'aide à la définition du périmètre d'étude (I.L.I.S. / RE.CO.R.D, 2005).....	88
Figure 5 : Schéma illustrant l'influence de l'usage futur sur l'ERE (I.L.I.S / RE.CO.R.D., 2005).....	93
Figure 6 : Cheminement du PSAI (CEAEQ, 1998)	124
Figure 7 : Schéma de la démarche d'analyse des données rétrospectives (CEAEQ, 1998) .	125
Figure 8 : Pyramide hiérarchique des dépendances des prévisions (NEPC Australie, 1999)	126
Figure 9 : Pyramide hiérarchique des dépendances des incertitudes liées aux prévisions (NEPC Australie, 1999)	127
Figure 10 : Pyramide hiérarchique des dépendances des incertitudes associées aux prévisions et à l'analyse de l'incertitude (NEPC Australie, 1999).....	127
Figure 11 : Démarche permettant de déterminer les Soil Screening Values (SSV) (EA UK, 2003).....	130

LISTE DES ABREVIATIONS

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.
ADN :	Acide DésoxiriboNucléique
AFNOR :	Agence Française de NORmalisation
ARN :	Acide RiboNucléique
BCF :	Body Concentration Factors
BSI	British Standard Institution
CCME :	Canadian Council of Ministers of the Environment
CEAEQ :	Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec
CETMEF :	Centre d'études techniques maritimes et fluviales
CSM :	Conceptuel Site Model
DA :	Diagnostic Approfondi
DETR :	Department for the Environment, Transport and the regions (now known as DEFRA)
DI :	Diagnostic initial
DIN	Deutsche Insitut für Normung
DQP :	Data Quality Planning
EC ou CE	Concentration Efficace
EDR :	Etude Détaillée des Risques
EIL :	Ecological Impact Level / Niveau d'impact écologique
EDE :	Evaluation des dangers écotoxicologiques (méthode québécoise)
ERE :	Evaluation des risques écologiques
ERE :	Evaluation des risques écotoxicologiques (méthode québécoise)
ERA :	Ecological Risk Assessment
ERS :	Evaluation des Risques Sanitaires
ESCORT :	normes européennes pour les essais sur les auxiliaires
ESR :	Etude Simplifiée des Risques
ESR :	Existing Substances Regulation

ETE :	Exposition théorique estimée
ETM :	Eléments traces métalliques
GCEE :	groupe de Conseil en évaluation écotoxicologique
HAP :	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
IBC :	Indice de BioConcentration
IBGN :	Indice Biotique Global Normalisé
IOBS	Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments
ISO :	International Standardisation Organisation
Koc	Coefficient de partition normalisé par rapport au charbon organique (l/kg charbon organique)
Kow	Coefficient octanol - eau
Kp	Coefficient de partition entre la phase solide et eau (l/kg de MES)
LC ou CL	lethal concentration / concentration létale
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MEF :	Ministère de l'Environnement et de la Faune (Québec)
MES :	Matières En Suspension
MTR :	Maximum Tolerable Risk
NEC	No Effect Concentration
NEPC	National Environment Protection Council
NF :	Norme Française
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NOEC :	No Observed Effect Concentration : Concentration probablement sans effets observables
NRC :	National Research Council
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
OEPP :	Organisation Européenne et méditerranéenne de Protection des Plantes
PACQ :	Plan d'assurance du contrôle et de la qualité des données
PBT :	Persistence, Bioaccumulation and Toxicity
PCB :	PolyChloroBiphényles

PEC :	Predictive Effect Concentration : Concentration d'effets prévisibles
pERE :	Evaluation des risques écotoxicologiques préliminaire
PICT :	Pollution-Induced Community Tolerance
PNEC :	Predictive No Effect Concentration : Concentration sans effet prévisible
PSAI :	Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude
QSAR :	Quantitative Structure Activity Relationships
QSSR :	Quantitative Species Sensitivity Relationships
R&D	Research and Development
SETAC :	Société de Toxicologie Environnementale et de Chimie
SGV :	Soil Guideline Value (for human health)
SOP :	Standard Operating Procedure
SSSI :	Site of Special Scientific Interest
SSV :	Soil Screening Values
TER :	Toxicity/Exposure Ratio
TGD :	Technical Guidance Document
UPA :	Unités des Probabilités Atteintes
US DoE :	United States Department of Energy
US EPA :	Environmental Protection Agency of the United States
VCI :	Valeur de Constat d'Impact
VDSS :	Valeurs de Définition de Source Sol
ZICO :	Zones d'Importance pour la Conservation des Oiseaux
ZNIEFF :	Zones Naturelles D'intérêt Écologique Faunistique et Floristique

LES MOTS-CLES

FRANÇAIS

Bio essais

Biodisponibilité

Caractérisation du risque

Cible

Contamination

Critères d'effets

Danger

Écologie

Écosystème

Écotoxicité

Effet

Espèces clés

Évaluation du risque

Exposition

Mesures d'effets

Mesures de l'exposition

Modèle conceptuel

Pollution

Récepteur

Relation dose-effet

Risque

Source

Stress

Toxicité

Transfert

Vecteur

ANGLAIS

Bio assays

Bioavailability

Risk characterisation

Target

Contamination

End points

Hazard

Ecology

Ecosystem

Ecotoxicity

Effect

Key species

Risk assessment

Exposure

Measure of effect

Measure of exposure

Conceptual model

Pollution

Receptor

Stressor-response profile

Risk

Source

Stress

Toxicity

Transfer

Vector

INTRODUCTION

Dans le cadre de son programme 2004, RE.CO.R.D. a confié à l'Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé - I.L.I.S. -, le projet n°04-0810/1A intitulé «Évaluation des risques environnementaux : Analyse comparative des méthodologies » [1].

L'objectif principal de l'étude est l'analyse de la variabilité entre les différentes méthodologies existantes et la définition des conditions préférentielles d'utilisation de chacune.

Neuf méthodologies traitant de l'évaluation des risques pour les écosystèmes au niveau national et international ont ainsi été analysées et comparées. Parallèlement, nous avons rencontré des acteurs de l'environnement concernés par la thématique à différents degrés auxquels un questionnaire a été soumis.

Ce travail nous a permis d'estimer les méthodologies réellement mises en place dans la pratique. Les retours d'expérience et/ou les attentes et les points de vue des différents acteurs ont pu être comparés aux étapes plus théoriques développées dans les méthodologies.

L'ensemble des informations recueillies nous a permis de faire émerger des notions importantes de l'évaluation des risques pour les écosystèmes. Nous avons donc tenté d'apporter des éléments de réponses aux principales questions révélées par l'analyse bibliographique.

Nous avons également identifié les grandes étapes de l'évaluation des risques écologiques (ERE) et avons procédé, pour chaque grande étape, à la description des éléments pertinents révélés par l'analyse bibliographique et le retour d'expérience et/ou notre propre vision des choses.

La notion d'acceptabilité du risque écologique a également été traitée selon les informations recueillies grâce au retour d'expérience et l'analyse bibliographique.

METHODE

1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

Nous nous sommes intéressés aux travaux portés par des groupes de travail ou par des organismes d'Etat dans différents pays.

Ainsi, nous avons regroupés neuf méthodologies que nous avons réparties selon trois catégories :

La première est intitulée « *Méthodologies générales d'évaluation des risques écologiques* ». Elle regroupe les méthodologies suivantes :

- Guidelines for Ecological Risk Assessment. 1998. United States Environmental Protection Agency (US EPA). USA. [2]
- Ecological Risk Assessment. 2003. Environment Agency. United Kingdom. [3]
- Guideline on ecological risk assessment. 1999. National Environmental Protection Council (NEPC). Australia. [4]
- Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés. 2001. Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec (CEAEQ). Québec. [5]

La deuxième catégorie est intitulée « *Méthodologies d'évaluation des risques spécifiques à une ou plusieurs matrices* ». Elle regroupe les méthodologies suivantes :

- Guide de méthodologie de la caractérisation des sédiments (approche triad). 2000. TAUW Environnement. France. [6]
- Évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation de déchets. 2002. Agence pour l'Environnement et la Maîtrise de l'Energie (ADEME). France. [7]
- Évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. 2001. Centre d'Etudes Techniques Maritimes Et Fluviales (CETMEF). France. [8]

La troisième, appelée « *Méthodologies d'évaluation des risques spécifiques à un type de substance* ». Elle regroupe les méthodologies suivantes :

- Évaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. 2004 Structure Scientifique Mixte (SSM), . Institut National de Recherche Agronomique (INRA). France. [9]
- Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD RA). 2003 European Chemicals Bureau. European Union. [10]

1.1. Les méthodologies générales d'évaluation des risques écologiques

L'agence pour la protection de l'Environnement des États-Unis (US EPA) a publié en 1998 un guide méthodologique intitulé « Guidelines for Ecological Risk Assessment » [2]. L'approche proposée se base sur trois phases principales : la formulation du problème, la caractérisation des effets et des expositions et enfin la caractérisation du risque. L'ouvrage a été soumis à l'avis du public et d'un comité d'experts scientifiques, les remarques formulées ont été prises en compte et intégrées à la réflexion. Les aspects scientifiques et sociologiques sont traités parallèlement tout au long de la méthode.

Le Royaume-Uni propose depuis 2003 [3] un guide méthodologique « Ecological Risk Assessment ». L'Agence de l'Environnement du Royaume-Uni (Environmental Agency of United-Kingdoms) a entrepris une démarche se voulant la plus cohérente et la plus pragmatique possible fondée sur de solides bases scientifiques. Dans cet esprit, de nombreuses consultations ont été entreprises, notamment auprès des industriels et pendant un an, entre décembre 2003 et décembre 2004, une consultation publique a été réalisée.

En Australie, les agences juridictionnelles de l'environnement ont pour principale mission la protection de l'Environnement. L'ERA est utilisé comme un outil permettant d'évaluer les impacts environnementaux et de contribuer au maintien et à l'amélioration de la qualité environnementale. « Guideline on Ecological Risk Assessment » [4] est le premier guide pour l'évaluation des risques écologiques des sites pollués d'Australie. Il a été réalisé afin d'uniformiser les méthodes à l'échelle nationale et les protocoles scientifiques employés dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques de sites pollués par des produits chimiques et dans le cadre de la détermination des niveaux d'impacts écologiques génériques ou spécifiques au site.

Le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ) a publié en 1998 un ouvrage intitulé « Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés » [5]. Ce document constitue un document d'encadrement et un guide complet pour la réalisation des évaluations écotoxicologiques. La méthode proposée a été élaborée afin de répondre aux besoins de la politique de protection des sols et de la réhabilitation des terrains contaminés du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) [11]. Cette politique requiert l'utilisation de l'évaluation du risque écotoxicologique pour la gestion des terrains contaminés, conformément aux tendances mondiales.

1.2. Les méthodologies d'évaluation des risques spécifiques à un type de matrice

En France, Tauw Environnement a élaboré en 2001 un guide méthodologique permettant de soutenir la caractérisation des sédiments [6]. Ce guide est basé sur le développement de l'approche de qualité des sédiments triad [12]. Cette approche a été adoptée par l'Europe, en particuliers les Pays-Bas et la Belgique, comme base scientifique pour la réglementation concernant la gestion de la qualité des sédiments. L'approche de qualité des sédiments triad [12] est fondée sur la complémentarité de trois techniques : les analyses physico-chimiques, les bio-essais et les expérimentations sur le terrain.

En 2002, l'ADEME a développée une méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation de déchets [7] dans le but de contribuer à la mise en place d'un système de gestion des déchets qui soit plus respectueux de l'environnement.

Ce document est un guide d'usage présentant l'organisation et le déroulement étape par étape de la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage ou de valorisation de déchets. Cette méthode s'adresse aux industriels, aux bureaux d'études, aux laboratoires publics et privés, aux pouvoirs publics...

Le CETMEF a publié en 2001 un document intitulé « Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage » [8]. Ce document constitue une synthèse des travaux qui ont été réalisés dans le cadre d'étude financée en 2000 par le Ministère de l'équipement (Direction de la recherche et des affaires scientifiques et techniques) et par les Voies Navigables de France.

1.3. Les méthodologies d'évaluation des risques spécifiques à un type de substance

En 2004, l'INRA a publié un document intitulé « évaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques » [9]. Ce document est un guide et un outil de travail destiné aux experts de la Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés, des matières fertilisantes et supports de culture. Il n'a pas de valeur légale.

En 2003, le « European Chemicals Bureau » a publié un ouvrage intitulé « Technical Guidance Document on Risk Assessment » [10]. Ce document est un guide méthodologique permettant d'estimer le risque de certaines substances chimiques sur la santé humaine et l'environnement.

2. ANALYSE COMPARATIVE DES METHODOLOGIES

L'analyse comparative des méthodologies d'ERE a été basée sur l'étude des réponses apportées par les méthodes concernant deux grandes catégories de données. La première catégorie de données a pour objectif d'étudier l'applicabilité des méthodes. Elle regroupe les éléments suivants :

- Le domaine d'application ;
- Les objectif(s) principal (aux) ;
- Les principales définitions/notions ;
- Les données, en particulier, leur prise en compte, la manière dont elles sont intégrées à l'évaluation, le contrôle de leur qualité, si elles sont en quantité suffisante, le type de données qu'il est conseillé de recueillir...
- Les acteurs de l'ERE, tels que les gestionnaires et les évaluateurs. Il s'agit notamment de s'intéresser au profil de ces acteurs, à leur rôle...
- Activités de communication :
Cette catégorie tend à mettre en évidence l'effort de communication révélé par la méthodologie, il peut s'agir des réunions proposées ou imposées, des rapports d'étude, des prises de décisions conjointes...

- Gestion et évaluation du risque :

Il s'agit de reporter dans cette catégorie tout ce qui fait le lien entre la gestion et l'évaluation du risque.

- Les outils et techniques :

Cette dernière catégorie vise à rassembler les informations concernant les outils et techniques décrits par les différentes méthodologies. Il peut s'agir des modèles conceptuels, des méthodes d'extrapolation, des bio-essais (protocole, intérêt d'utilisation)...

La deuxième catégorie de données a pour objectif d'étudier l'architecture globale des méthodes. Elle regroupe les éléments suivants :

- La caractérisation de l'écosystème. Il s'agit de recueillir l'ensemble des informations relatives à la description de l'écosystème, aux moyens employés pour en étudier la structure et le fonctionnement, aux choix des organismes à considérer dans l'évaluation des risques...
- La caractérisation de l'exposition : Les informations relatives à la caractérisation de l'exposition correspondent aux méthodes de caractérisation, aux propriétés de l'exposition (durée, intensité, fréquence...) et seront reportées dans cette catégorie d'information ;
- La caractérisation des effets : Les informations relatives à la caractérisation des effets correspondent aux méthodes de caractérisation, aux propriétés de l'effet (direct ou indirect, passé, présent, futur...) et seront reportées dans cette catégorie d'information ;
- La caractérisation du risque : les informations relatives au risque, au mode de calcul de risque, à l'interprétation des résultats (notion d'acceptabilité du risque notamment) seront reportées dans cette catégorie d'information.
- Les valeurs de référence. Il s'agit de recueillir les informations concernant les valeurs de référence utilisées par la méthode, notamment les critères de choix, la réflexion mise en place pour élaborer ce type de valeur, leur niveau d'intervention dans l'évaluation...
- L'incertitude : les informations qui concernent l'incertitude, la manière dont elle est perçue et traitée, son intégration au calcul de risque, les différents types et sources d'incertitude existants...

Pour compléter cette approche, chaque méthode a été schématisée dans le but de visualiser facilement l'enchaînement des principales parties de la méthode. L'objectif est de faire émerger les éventuels éléments de convergence des méthodologies.

3. LE RETOUR D'EXPERIENCE

3.1. Le questionnaire

PARTIE I : IDENTIFICATION DE L'INTERLOCUTEUR

Nom, Prénom

Fonction dans la société ou l'administration :

Localisation de la société ou de l'administration ¹ :

Le domaine d'activité :

- Industriels
- Bureau d'études
- Administration
- Centres techniques
- Scientifiques
- Autres. Préciser : _____

Depuis quand vous intéressez vous à la thématique des risques écologiques? :

¹ la région ou le département

PARTIE II : DEFINITION DE L'ECOSYSTEME

1. Comment définiriez-vous l'écosystème ?

2. Voici plusieurs définitions issues de littérature, quel est selon vous la plus appropriée ?

- Selon le guide du ministère de l'environnement, l'écosystème « correspond à l'association d'un environnement physico-chimique spécifique, le biotope, et d'une communauté vivante ou biocénose. »
- Selon le ministère canadien de l'environnement, un écosystème est un ensemble dynamique d'organismes vivants (plantes, animaux et micro-organismes) qui interagissent entre eux et avec le milieu (sol, climat, eau, lumière) dans lequel ils vivent.
- D'après l'US EPA (Environmental Protection Agency of the United States), un écosystème correspond à une communauté biotique et un environnement abiotique au sein desquels il existe des transferts spécifiques dans l'espace et dans le temps.
- D'après l'agence de l'environnement de Grande Bretagne (Environment Agency of United Kingdoms), un écosystème correspond à une communauté écologique de plantes et d'animaux au sein d'un environnement physique ou habitat, pouvant être considérée comme une unité.
- D'après l'ouvrage « éléments d'écologie - écologie fondamentale » (François Ramade, 1994), « L'association à un environnement physico-chimique spécifique-le biotope- d'une communauté vivante ou biocénose constitue un écosystème. Biotope et biocénose exercent l'un sur l'autre de perpétuelles interactions, marquées essentiellement par d'incessants transferts d'énergie et échanges de matières entre ces deux entités à l'intérieur de chacune d'entre elles.

PARTIE III : APPROCHE STRATEGIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOLOGIQUES

3. Selon vous qu'est ce qu'une évaluation des risques écologiques et/ou une évaluation des risques écotoxicologiques ?

4. Avez-vous déjà réalisé une évaluation des risques écologiques ?
 - OUI. Répondez aux questions de la partie A et B
 - NON. Répondez uniquement aux questions de la partie B

A) Retour d'expérience :

5. Combien avez-vous réalisé d'évaluation des risques écologiques ?

⇒ Répondez aux questions suivantes en considérant l'évaluation des risques qui vous a semblé la plus efficace.

6. Qui a réalisé cette évaluation des risques écologiques ?

7. Quel a été l'investissement financier moyen requis pour cette évaluation des risques écologiques ?
 - Entre _____ € et _____ €
 - Budget suffisant
 - Budget insuffisant. Pourquoi :

8. Quel était l'usage du site ?

9. Cet usage était-il déterminé préalablement à l'évaluation des risques écologiques ?
 - OUI
 - NON

10. Quelles étaient les limites spatiales de l'évaluation des risques écologiques ?
 - Les limites du site, de l'ouvrage ou de l'installation en eux-mêmes
 - La zone d'influence du site, de l'ouvrage ou de l'installation
 - Autres. Précisez :

11. Combien de temps a t-il été nécessaire pour la réalisation complète de l'évaluation des risques ?

12. Quel était l'objectif principal de l'évaluation des risques écologiques ?

13. Quels moyens techniques avez-vous utilisés ?

- Bio-essais
- Inventaire faune /flore
- Test de bioaccumulation
- Logiciels spécialisés
- Autres. Précisez :

B) ETUDE DE CAS

Répondez aux questions suivantes en imaginant que vous avez à charge la réalisation d'une évaluation des risques écologiques.

Le site est une friche industrielle où figurait auparavant une métallurgie dont l'activité s'est déroulée pendant près d'un siècle. L'arrêt des activités a eu lieu en 2001.

En plus de l'usine, le site est aujourd'hui composé d'un crassier végétalisé, de bâtiments (bureaux), d'une zone d'agrément pour les ouvriers.

Il est localisé le long d'un canal, à proximité d'une ZNIEFF.

Le site représente une superficie totale de 3 hectares.

L'usage futur du site souhaité est la création d'une zone boisée de promenade. Ce lieu serait utilisé pour des activités écologiques et pédagogiques basées sur la thématique de la réhabilitation de sites industriels.

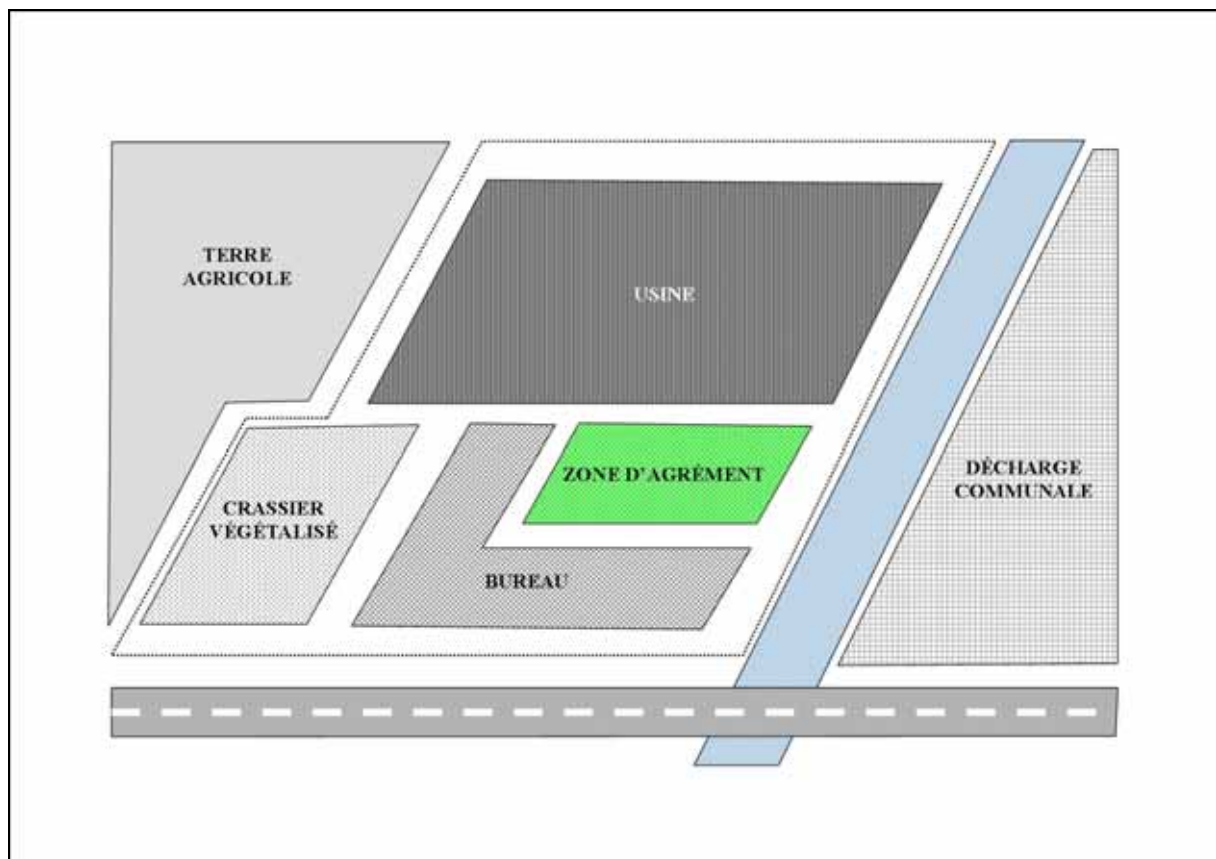


Figure 1 : Schéma du contexte du site industriel

14. Quels moyens techniques utiliseriez-vous ?

- Bio-essais
- Inventaire faune /flore
- Test de bioaccumulation
- Autres. Précisez :

15. A votre avis, l'usage du site doit-il être déterminé préalablement à l'évaluation des risques écologiques ?

- OUI
- NON

16. Selon vous, quelles doivent être les limites spatiales de l'évaluation des risques écologiques ?

17. Quel est l'investissement financier moyen requis pour une évaluation des risques écologiques ?

18. A votre avis, combien de temps est-il nécessaire à la réalisation complète d'une évaluation des risques ?

19. Quelles méthodologies d'évaluation des risques écologiques connaissez-vous ?

- Guideline for Ecological Risk Assessment (US EPA)
- Méthode québécoise dite « TRIAD »
- Ecological Risk Assessment – méthodologie du Royaume-Uni
- Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec)
- Guideline on Ecological Risk assessment (National Environment Protection Council) – méthode australienne
- Technical Guidance Document (TGD) on risk assessment – European Chemicals Bureau
- Autres. Préciser :

20. Avez-vous déjà utilisé une de ces méthodologies?

- Guideline for Ecological Risk Assessment (US EPA) OUI NON
- Méthode québécoise dite « TRIAD » OUI NON
- Ecological Risk Assessment – méthodologie du Royaume-Uni OUI NON
- Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec) OUI NON
- Guideline on Ecological Risk assessment (National Environment Protection Council) méthode australienne OUI NON
- Technical Guidance Document (TGD) on risk assessment – European Chemicals Bureau OUI NON

PARTIE IV : APPROCHE METHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ECOLOGIQUE

21. Voici une liste de catégories de facteurs susceptibles de déclencher une évaluation des risques écologiques. Quel ordre d'importance leur donneriez-vous ?

	Petite	Moyenne	Grande
Réglementaire	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Économique	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Social	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Écologique	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

22. Selon vous, parmi les éléments proposés, quel est celui qui détermine le plus l'importance d'une espèce dans un écosystème?

- Son abondance
- Sa rareté
- Sa fonction (exemple : place dans la chaîne alimentaire)

23. Classer les critères suivants en fonction de l'importance que vous accordez à chacun de ces critères pour le choix d'une espèce cible.

- A : Sa valeur patrimoniale
- B : Sa valeur sociologique
- C : Sa valeur esthétique
- D : Sa valeur écologique
- E : Autres. Précisez :

_____ < _____ < _____ < _____ < _____

PARTIE V : LA NOTION DE RISQUE ACCEPTABLE

24. Selon vous, quels sont les critères d'acceptabilité du risque pour les écosystèmes?

25. La fiabilité des résultats d'une expérimentation nécessite, en général, la comparaison avec un témoin.

Selon vous, quelles doivent être les caractéristiques du témoin dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques ?

PARTIE VI : VOTRE AVIS

Nous réservons ce paragraphe aux personnes qui souhaiteraient nous donner leur point de vue sur le questionnaire, sur des thématiques n'ayant pas été abordées ou tout simplement souhaitant s'exprimer sur l'évaluation des risques écologiques.

3.2. Le guide d'entretien

Le guide d'entretien a été élaboré selon les mêmes principes que le questionnaire. Nous avons simplement complété notre propos par des questions plus ouvertes susceptibles d'engager une discussion sur certains points de l'évaluation des risques écologiques que nous souhaitons développer.

a) Concernant l'approche stratégique de l'ERE, nous souhaitons connaître l'avis de nos interlocuteurs sur l'intérêt que peut représenter pour eux une ERE ainsi que sur la place de l'ERE dans une politique de gestion du risque en général.

Les questions suivantes ont donc été formulées :

Selon vous, quels sont les différents intérêts de cette évaluation ?

Est-ce que vous considérez que l'évaluation des risques écologiques est une étape utile dans la gestion plus globale des risques ?

- Pour les personnes bénéficiant d'un retour d'expérience

Nous avons développé la thématique relative à « pourquoi réaliser une ERE ». Nous voulons également apprécier la perception de l'ERE par rapport aux évaluations du risque sur la santé humaine car ce sont des études plus couramment réalisées en France et déceler un éventuel amalgame entre santé et environnement.

Les questions suivantes ont donc été formulées :

En règle générale, pourquoi avez-vous eu à réaliser une évaluation des risques écologiques ?

Avez-vous réalisé une évaluation des risques sur la santé en parallèle à l'évaluation des risques écologiques ?

Nous souhaitons également identifier les critères d'efficacité des ERE selon le domaine d'activité des personnes interrogées, les éventuelles difficultés rencontrées, les besoins en matière d'outils d'évaluation.

Les questions suivantes ont donc été formulées :

Quelle est l'évaluation des risques écologiques qui vous a paru la plus efficace ? Pourquoi ?

Avez-vous rencontré des difficultés particulières ?

- OUI. De quel ordre ?
 - Financier
 - Technique
 - Conditions de terrain
 - Compétences techniques
 - Autres. Préciser :
- NON

Y a t'il des paramètres que vous n'avez pas pu mesurer en raison d'un manque de techniques appropriées ?

- OUI. Quels types de paramètres ?*
- chimiques*
 - physiques*
 - biologiques*
 - écologiques*
 -
- NON*

Enfin nous avons voulu connaître la place de l'incertitude dans les ERE conduites jusqu'à ce jour et quels types d'incertitude étaient considérés.

La question suivante a donc été formulée :

Avez-vous considéré et calculer les incertitudes liées à l'évaluation des risques écologiques ?

- OUI. Quels types d'incertitude ?*
- Liée à la mesure. Préciser :*
 - Liée au paramètre. Préciser :*
 - Liée au mode de calcul (modélisation, statistique, ...). Préciser :*
 - Liée à l'écosystème (choix de l'espèce cible par exemple). Préciser :*
 - Autres. Préciser :*
- NON*

- Pour les personnes ne bénéficiant pas d'un retour d'expérience

Nous avons complété le cas d'étude proposé dans le questionnaire par quelques questions concernant les méthodologies d'évaluation des risques écologiques afin de percevoir les avantages, inconvénients et limites de ces méthodes selon les personnes interrogées et selon les méthodologies pris en référence par nos interlocuteurs.

Les questions suivantes ont donc été formulées :

Quels sont les avantages et les inconvénients attribuables à ces méthodologies ?

Quelles sont les limites de ces méthodologies ?

Pensez-vous qu'il faille apporter certaines améliorations à ces méthodologies ?

Si oui, lesquelles ?

Nous souhaitons également connaître l'avis de nos interlocuteurs sur la nécessité ou non de créer une méthodologie française.

La question suivante a donc été formulée : « *Pensez-vous qu'il faille créer une méthodologie française ? Pourquoi ?* »

b) Concernant l'approche méthodologique, nous souhaitons revenir sur la définition de notions couramment utilisées dans le cadre d'évaluation des risques.

Les questions suivantes ont donc été formulées :

D'un point de vue écologique, quels sont, selon vous, les facteurs déclencheurs d'une évaluation des risques écologiques ?

Qu'est ce que représente pour vous une source dans l'évaluation des risques écologiques ?

Selon vous, qu'est ce qu'un danger pour l'écosystème ?

Selon vous, quels sont les critères qui permettent de déterminer l'existence d'un danger pour les écosystèmes ?

Qu'est ce que représente pour vous un vecteur dans l'évaluation des risques écologiques ?

Qu'est ce que représente pour vous une cible dans l'évaluation des risques écologiques ?

Selon vous, qu'est ce qu'un risque pour les écosystèmes ?

c) Concernant la notion de risque acceptable, nous souhaitons connaître comment nos interlocuteurs envisageaient l'ERE par rapport à l'activité d'un site.

La question suivante a donc été formulée :

Selon vous, par rapport à l'activité d'un site, à quel moment l'évaluation des risques écologiques doit-elle être conduite? Pourquoi ?

3.3. Traitement et analyse de l'information

Les données ont été traitées à l'aide du logiciel « SPHINX » selon la démarche suivante :

- Les questions ouvertes ont fait l'objet d'une analyse lexicale. Les mots les plus employées ont été identifiées, une analyse de leur utilisation en fonction des domaines d'activités des interlocuteurs a été conduite. Cette démarche a permis d'isoler une série de mots-clés préférentiellement utilisés dans la définition d'une notion. Ce type de raisonnement a été utilisé pour les questions relatives aux définitions de l'écosystème et de l'évaluation des risques écologiques.
- Les questions fermées ont fait l'objet d'une analyse de fréquence d'observations, les résultats sont présentés sous la forme de tableaux. Nous avons ensuite comparé ces fréquences d'observation en fonction du domaine d'activité des interlocuteurs. Lorsque la réponse à la question nécessitait une justification, nous avons tenté d'expliquer les éventuelles variations observées selon les domaines d'activité en fonction des commentaires apportés par les interlocuteurs.

Afin de permettre une analyse fiable des résultats par le lecteur (meilleure appréhension de la représentativité des réponses), les tableaux sont exprimés préférentiellement en unité et non en pourcentage.

RESULTATS

1. ANALYSE COMPARATIVE DES METHODOLOGIES

1.1. Les méthodologies d'approche générale

1.1.1. Bilan analytique de la méthodologie de l'USEPA « Guidelines for Ecological Risk Assessment » [2]

La méthodologie proposée par l'US EPA est une des plus anciennes méthodologies étudiées (1998). Les concepts qui y sont développés ont inspiré de nombreuses méthodologies construites par la suite comme celle de l'Australie par exemple.

Elle est également la seule à avoir élargi son domaine d'application aux sources de stress non chimiques. Elle peut, en ces termes, être utilisée à d'autres fins que celles de la gestion des risques des sites et sols pollués.

S'appuyant sur la caractérisation des effets et des expositions, l'US EPA a élaboré une approche progressive mais néanmoins itérative de l'évaluation des risques écologiques selon trois grandes étapes : la formulation du problème, l'analyse et la caractérisation du risque.

Une phase de planification précède le processus d'évaluation. L'avantage d'une telle démarche est de pouvoir juger de la nécessité de réaliser ou non l'évaluation des risques écologiques et de déterminer les limites spatiales et temporelles de l'évaluation, les grands objectifs de gestion et le choix des espèces cibles selon un accord entre évaluateur et gestionnaire.

Le rôle de ces principaux acteurs de l'évaluation des risques écologiques est largement décrit dans la méthode qui souligne la complémentarité de leur fonction.

En effet, le gestionnaire a un pouvoir décisionnel car c'est lui qui, en connaissance de l'ensemble des facteurs d'influence de risque, notamment les aspects sociologiques, économiques, politiques, peut objectivement décider des mesures à prendre. L'évaluateur apporte, quant à lui, la justification technique et scientifique des décisions prises. Ils ont donc des rôles complémentaires, notamment dans l'élaboration de cette phase de planification qui conditionne le bon déroulement de la suite de l'évaluation.

La méthodologie se veut itérative, des données de terrain, de laboratoire ou encore de modélisation alimentent les trois phases de l'évaluation et les enrichissent grâce à la complémentarité de l'information apportée. Ces données sont obtenues par des investigations qui sont clairement identifiées dans un plan d'analyse. Le choix des expérimentations les plus appropriées au contexte, aux objectifs de gestion et surtout à ce que l'on souhaite démontrer est une étape essentielle de l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Afin d'estimer justement la probabilité d'occurrence d'effets négatifs liés à la présence d'agents perturbateurs, l'ERE proposée par l'US EPA prend en compte la variabilité naturelle de l'écosystème et la variabilité de la sensibilité des individus selon leur âge, la période (reproduction, migration...). Elle relativise également ses observations selon le contexte spatio-temporel et considère l'existence d'agents de stress secondaires pouvant être à l'origine d'effets négatifs pour l'écosystème.

Faisant preuve ainsi de vigilance à l'égard des facteurs susceptibles d'intervenir dans l'interprétation du calcul de risque, la méthode de l'US EPA considère l'incertitude à de nombreuses reprises.

La méthode a parfaitement développée l'aspect « communication ». Elle précise notamment le contenu du rapport d'évaluation qui contribue à l'homogénéisation des études et à leur bonne compréhension.

1.1.2. Bilan analytique de la méthode du Royaume-Uni « Ecological Risk Assessment » [3]

La méthode anglaise a été construite à partir d'une analyse type « avantages/inconvénients » des méthodes américaines (US EPA) [2], québécoises (CEAEQ) [5] et hollandaises. Elle a ensuite fait l'objet d'une consultation publique durant l'année 2003.

Elle présente un domaine d'application restreint aux sols pollués et son initiation est conditionnée par l'existence d'espèce(s) ou d'habitat(s) remarquable(s) et la présence d'au moins une source, un vecteur et une cible.



Une réflexion inhérente à ces conditions peut être menée, on peut notamment se demander pourquoi un écosystème banal sous entendu non remarquable, présentant des signes de perturbations graves (mort d'individus par exemple) devrait être écarté de l'ERE.

Quatre niveaux d'évaluation permettent de caractériser le risque. L'existence d'un niveau 0 où est défini la nécessité de réaliser ou non une ERE permet de juger de la pertinence de l'étude en fonction du contexte et de la problématique.

L'incertitude et le manque de données sont identifiés à chaque niveau de l'évaluation.

La mise en œuvre d'analyses chimiques et de tests biologiques apporte à l'ERE des informations complémentaires. En effet, l'information recueillie par les analyses chimiques est principalement axée sur la l'identification de la nature et de la concentration des substances constituant la source de pollution. Les tests biologiques complètent ces informations en lui donnant une dimension plus réaliste, plus proche des conditions de terrain grâce notamment à la prise en compte de la biodisponibilité, des interactions et échanges existant dans le milieu « naturel ».

Les évaluateurs de l'évaluation des risques écologiques proposée par le Royaume-Uni seront des évaluateurs expérimentés car ce sont les seuls capables d'utiliser la méthode en raison de la complexité des données et de l'importance de la justification des décisions prise à chaque niveau de l'évaluation.

1.1.3. Bilan analytique de la méthodologie australienne « Guideline on Ecological Risk Assessment » [4]

La méthode australienne a été élaborée en intégrant les aspects des méthodes canadienne, hollandaise et américaine. Son domaine d'application correspond aux sols contaminés par des substances chimiques et présente l'avantage d'être compatible avec différents niveaux de pollution et des pollutions complexes.

Comme l'ensemble des méthodes étudiées, l'ERE australienne possède une phase d'initiation qui précède l'évaluation et qui présente l'avantage de juger précocement de la nécessité de réaliser ou non une évaluation des risques écologiques. Les facteurs déclencheurs de l'ERE sont clairement annoncés par la méthode.

L'Australie a choisie une méthode par étapes avec 3 niveaux possibles de caractérisation du risque. La méthodologie se veut itérative, les informations sont intégrées à chaque niveau de l'évaluation mais selon des niveaux de qualité et de quantité croissants.

Comme la majorité des méthodes étudiées, le risque est apprécié par la méthode des quotients et selon les résultats, des décisions de gestion de risque sont prises par le gestionnaire.

Le rôle principal du gestionnaire est de décider, sur la base des éléments que lui soumet l'évaluateur de risques, de poursuivre ou non l'ERA. Le rôle de l'évaluateur est de lui fournir l'information nécessaire à une prise de décisions de gestion adaptée. Le profil de l'évaluateur n'est pas clairement annoncé par la méthode par contre elle précise que certaines activités, notamment l'identification des valeurs écologiques, nécessitent un haut niveau de connaissances des biotes.

L'intérêt et l'originalité de la méthode australienne sont de considérer des valeurs écologiques variables selon des considérations écologique et sociologique, la signification écologique et enfin selon l'usage du site.

L'ERE australienne adapte ses hypothèses et les informations recueillies au contexte national et/ou local. Il est judicieux de réfléchir à la pertinence d'utiliser des valeurs de référence étrangères ayant été établies sur la base de problématiques similaires mais pour des écosystèmes différents.

Quelques vocables employés par la méthode ne sont pas toujours suffisamment définis et provoquent certaines incompréhensions. L'emploi, par exemple, de la notion de biote pour décrire les êtres vivants et leur milieu et dont la définition ne figure pas dans le glossaire ou l'absence de critères permettant de juger de la significativité écologique et sociologique.

1.1.4. Bilan analytique de la méthodologie québécoise « Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique » [5]

Les évaluations des risques écotoxicologiques menées au Québec doivent suivre les directives du guide méthodologique du CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec), objet du présent propos. Elles doivent également faire l'objet d'une validation par le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF).

C'est la seule méthode qui a distingué une procédure d'évaluation des risques et une procédure d'évaluation des dangers. L'objectif de l'évaluation des risques écotoxicologiques (ERE) est d'estimer les possibilités ou les probabilités d'occurrence d'effets néfastes en fonction de la situation de l'étude. L'objectif de l'évaluation des dangers écotoxicologiques (EDE) est de caractériser de façon relative le potentiel que présente une situation de contamination à engendrer un effet néfaste (= le danger).

C'est une étude appelée « caractérisation initiale du site » qui conduit à quatre situations pouvant aboutir soit à la réalisation d'une évaluation des risques écotoxicologiques (ERE) soit à une évaluation des dangers écotoxicologiques (EDE). Cette caractérisation initiale du site permet de faire un premier état des lieux du site et de justifier la nécessité de réaliser ou non des investigations complémentaires.

La méthodologie d'évaluation des risques écotoxicologiques québécoise est une procédure principalement adaptée aux sites et sols pollués

Les principaux acteurs de l'évaluation des risques sont les évaluateurs et l'équipe de gestion. Les évaluateurs « assument les charges scientifiques et les activités rattachées directement à l'évaluation. C'est un groupe rattaché ou mandaté par le promoteur ». Les gestionnaires « assument la responsabilité fonctionnelle et décisionnelle de l'évaluation ». C'est un groupe composé du promoteur et d'une direction régionale visée par le MEF.

En cas de besoin, les évaluateurs et/ou gestionnaires peuvent se faire aider d'un groupe de travail de l'état spécialement créé à cet effet : le GCEE. Une fois de plus, la méthodologie québécoise est la seule à proposer une telle démarche.

La méthodologie est construite sur un modèle pouvant se situer à l'interface entre les méthodologies par étapes et les méthodologies progressives puisqu'elle est composée de deux grandes étapes : l'évaluation des risques écotoxicologiques préliminaire (pERE) et une évaluation des risques écotoxicologiques quantitative (ERE quantitative). Chacune de ces étapes est découpée en six phases successives qui permettent de caractériser le risque écotoxicologique.

L'un des atouts de la démarche québécoise est la déclinaison d'une liste de facteurs déclencheurs pour chaque situation. Les critères de déclenchement de l'ERE et/ou de l'EDE sont clairs et réglementés et sont, de surcroît, non subjectifs. Ils permettent à l'évaluateur et au gestionnaire d'avoir conscience à la fois des enjeux de l'évaluation (par le biais des situations) et des raisons pour lesquelles elle a été initiée (facteurs déclencheurs).

La première des six phases composant la pERE et l'ERE quantitative est la phase de planification. Elle est importante car elle permet de définir la problématique, et notamment les échelles spatiales et temporelles de la problématique, elle précise le contexte financier et le calendrier ainsi que les bases de l'évaluation soit l'approche d'évaluation retenue en fonction de la situation (ERE ou EDE) et les entités biologiques à considérer, enfin elle établit l'objectif général de l'étude. Le seul point discutable est que cette phase soit suivie par

l'équipe de gestion sur la base des informations issues de l'étude de caractérisation initiale du terrain.

Comme une majorité des autres méthodologies, l'ERE québécoise se veut itérative. Par contre, elle se distingue des autres méthodes grâce à l'utilisation d'outils permettant d'apprécier et de suivre la qualité et la quantité de données requises pour l'évaluation. Ainsi, le PSAI (Plan de Suivi et d'Analyse de l'Information) et le PACQ (Plan d'Assurance et de Contrôle de la Qualité) permettent aux utilisateurs de l'ERE de suivre la réflexion menée lors de l'élaboration du dossier et de pouvoir y intégrer, si nécessaire, des informations ultérieures.

Les activités de communication sont très bien développées dans la méthodologie québécoise. Elles consistent notamment à l'élaboration d'un rapport d'évaluation et au transfert des résultats à l'équipe de gestion. Préciser le contenu du rapport d'évaluation est primordial car il permet d'homogénéiser les études d'évaluation des risques. De plus, la réunion de transfert d'information entre évaluateurs et gestionnaires permet de s'assurer que les résultats soient clairement transmis et compris par l'équipe de gestion. Pour l'équipe de gestion, c'est également l'occasion d'éclaircir toutes les incompréhensions éventuelles de l'étude. Cette démarche permet de garantir aux acteurs de l'évaluation des risques une certaine qualité d'utilisation de l'évaluation en tant qu'outil d'aide à la décision.

1.2. Méthodologie d'approche par matrice

1.2.1. Bilan analytique de la méthode de caractérisation biologique des sédiments [6]

La méthodologie s'applique aux sédiments de la plupart des milieux aquatiques continentaux considérés indépendamment des aspects administratifs et juridiques qui les caractérisent. Quatre grands groupes de milieux sont considérés : les canaux, les cours d'eau, les fossés et les plans d'eau. La caractérisation biologique des sédiments a pour objectif de mettre en évidence l'effet de substances indésirables sur l'écosystème.

Le principe de transfert utilisé dans la méthode est l'exposition aux polluants présents dans les eaux interstitielles. Ce principe est souvent à la base des définitions de concentrations limites (seuils) pour des sédiments.

À chaque niveau de l'évaluation, deux hypothèses sont considérées :

- Soit il y a mise en évidence d'un risque et d'une potentielle action corrective,
- Soit il n'y a pas mise en évidence d'un risque mais cela peut signifier que les tests réalisés ne sont pas adaptés au contexte et dans ce cas, on passe à l'étape suivante.

Au niveau de l'étape 5 : deux hypothèses finales : il y a un risque ou il n'y a pas de risque.

À chaque niveau, des tests sont réalisés. Lorsqu'il y a mise en évidence d'un risque, une action corrective peut être mise en place.

Deux types de pollution sont considérés : les pollutions simples correspondant à un polluant ou groupe de polluant ayant le même effet caractérisant la pollution et les pollutions complexes correspondant à plusieurs polluants ou groupe de polluants caractérisant la pollution.

Cette distinction signifie que l'effort d'investigation ne sera pas le même. C'est probablement pour cette raison que le guide précise que, pour les cas de pollution simple, des tests spécifiques seront réalisés. Alors que pour le cas d'une pollution complexe, une série de tests devra être conduite.

C'est la combinaison des trois bio-essais suivants qui constituent le fondement de la caractérisation biologique selon l'approche triad :

- Bio-essais caractérisant des effets « aigus » et utilisant les bactéries *Vibrio fischeri* ;
- Bio-essais caractérisant des effets chroniques utilisant l'espèce *Chironomus riparius* ;
- Bio-essais caractérisant des effets chroniques utilisant l'espèce *Daphnia magna*.

Les organismes testés sont choisis en fonction de leur présence sur le site (*in situ*) et selon leur représentation au sein de leur milieu. La faisabilité de réalisation des tests doit également être considérée car les conditions de terrain peuvent influencer la mise en œuvre de ces derniers.

La prise en compte du coût d'un test comme critère de sélection mérite d'être souligné car, de toutes les méthodes étudiées, seul le guide de caractérisation des sédiments a opté pour ce critère de sélection. Dans la pratique, les budgets octroyés aux évaluations des risques écologiques ne sont pas illimités, ils sont souvent inférieurs au coût de certains tests, il n'est donc pas anormal de sélectionner les techniques présentant le meilleur rapport qualité/prix.

Pour l'évaluation de la biodisponibilité, de l'accumulation biologique des polluants, et des risques toxiques pour les êtres vivants situés à un niveau supérieur de la chaîne alimentaire, il est recommandé de réaliser des tests de bioaccumulation.

L'écosystème est également caractérisé par des inventaires *in situ*. Dans la plupart des évaluations de risques écologiques, seule la biodisponibilité des polluants est caractérisée. Cette caractérisation est essentielle mais pas suffisante. Le milieu sans pollution est prépondérant dans l'évolution de l'écosystème. L'étude seule de la biodisponibilité ne permet pas de caractériser ce type d'évolution d'où la nécessité de l'étude *in situ*.

L'étude de la qualité écologique du sédiment permet de corréler la présence et l'abondance de la flore et de la faune aux facteurs physico-chimiques du milieu. En d'autres termes, il s'agit d'étudier les interactions entre les êtres vivants et leur milieu. Ces interactions sont une des principales notions définissant l'écosystème.

Les inventaires sur site consistent à évaluer la qualité écologique et de vérifier la présence d'effets pathologiques.

La démarche de caractérisation biologique des sédiments prend en considération les organismes vivant dans le sédiment (exposition longue) or l'effet d'un sédiment contaminé peut avoir des conséquences également sur les organismes aquatiques qui utilisent le sédiment (exposition courte) comme refuge ou comme lieu de reproduction (dépôt des œufs dans le sédiment). La démarche proposée pourrait donc s'étendre aux effets causés sur les organismes « utilisateurs des sédiments ».

1.2.2. Bilan analytique de la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de scénario de stockage de l'ADEME [7]

Dans le but de contribuer à la mise en place d'un système de gestion des déchets respectueux de l'environnement, l'ADEME a développé une méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation de déchets.

L'écocompatibilité se définit comme une situation où les flux de polluants émis par les déchets sont compatibles avec les flux de polluants acceptables par les milieux récepteurs du site concerné.

La méthode proposée est le fruit d'un travail multidisciplinaire, neuf laboratoires ayant travaillé à son élaboration. Sa construction s'est faite sur une période de 3 ans : une année consacrée au travail bibliographique suivie de deux années de phase expérimentale.

Son domaine d'application et d'opérationnalité correspond pour la source à un déchet à caractère minéral ; pour le principal vecteur de transport de polluants à l'eau et pour les milieux récepteurs à des sols brunifiés ou des milieux aquatiques superficiels courants.

L'évaluation est conduite selon trois niveaux appelés terme : terme « source », terme « transport » et terme « impact ». La dénomination « impact » constitue une source de confusion avec les études d'impact conduite en France et dont les objectifs à atteindre ne sont pas tout à fait identiques.

L'étude de ces trois termes permet de caractériser un risque qui revient en fait à évaluer l'écocompatibilité du scénario étudié.

Les protocoles des essais fournis en annexes sont claires et détaillées et confèrent au guide un certain pragmatisme. Par contre, lors de la caractérisation des effets, les végétaux supérieurs ne sont pas pris en compte pour l'identification du scénario du terme « impact » relatif au milieu récepteur sol ; ce dernier étant identifié par correspondance avec une classification géologique. Pourtant, les végétaux supérieurs jouent un rôle important dans la fonctionnalité des écosystèmes.

L'existence d'une phase critique en fin d'évaluation assure une transparence de la démarche, une appréciation de l'évaluation. Elle permet également de juger de la fiabilité des différents résultats obtenus. C'est au cours de cette phase qu'est apprécié l'acceptabilité des résultats, cette dernière étant variable selon le contexte et l'objectif de l'étude. Par contre, il n'est considéré les notions d'acceptabilité sociale et technique de l'évaluation.

1.2.3. Bilan analytique de la méthode d'évaluation de CETMEF [8]

La méthodologie du CETMEF est une méthodologie d'évaluation des risques écologiques de type « approche par matrice ». La matrice en question est le sédiment de cours d'eau douce. Elle s'est inspirée d'une méthodologie globale d'évaluation de risques écologiques, à savoir la méthode de l'US EPA, et en a adapté les concepts à deux cas particuliers de mise en dépôt de matériaux de dragage : le dépôt en gravière en eau et le dépôt sur sol.

Ce type d'élaboration lui a permis d'apporter une dimension pratique et précise à la méthodologie d'évaluation et de pouvoir par conséquent définir clairement ses objectifs.

Dans l'absolu, l'évaluation écotoxicologique des matériaux de dragage ou de sédiments contaminés s'inscrit dans le contexte général de la gestion du risque.

Parfois, l'objectif de ce type d'étude peut être de développer et de tester des méthodes, outils et techniques susceptibles de permettre une évaluation des incertitudes associées à l'évaluation des risques.

Pour le scénario « dépôt gravière en eau », les phénomènes de bioaccumulation (voie d'exposition est la nourriture) ne sont pas étudiés pour l'instant dans le cadre d'étude. Le fait de ne pas étudier ce type de phénomènes signifie que l'on ne considère pas à l'heure actuelle une des interactions essentielles régissant au sein d'un écosystème : les interactions entre les espèces. Les principales voies de transfert considérées par le scénario dépôt gravière en eau passent par la phase aqueuse. L'exposition des organismes peut s'envisager au niveau de la colonne d'eau, ou lors de contact avec le dépôt. Les différentes hypothèses d'exposition sont testées à l'aide de bio-essais et de microcosmes.

Concernant le dépôt sur sol, les principales voies et processus de transfert des contaminants sont liés à la circulation de l'eau dans le dépôt puis dans le sol ainsi qu'au ruissellement de l'eau sur le sol situé en périphérie du dépôt. L'exposition des organismes peut s'envisager au niveau du sol et du cours d'eau périphériques au dépôt. Les différentes hypothèses sont testées à l'aide de bio-essais sur bactéries, algues unicellulaires, crustacé pélagique et amphibiens d'une part, plantes supérieures d'autre part.

L'un des atouts de la méthode proposée par le CETMEF est de considérer, au moment de la caractérisation de l'exposition, à la fois le transfert et la transformation des contaminants pour chacun des scénarii étudiés.

La caractérisation du risque résulte de la confrontation de l'évaluation des effets à celle de l'exposition ; il existe un éventail de méthodes possibles, de complexité variable.

On distingue deux situations différentes :

- Une approche simplifiée basée sur la méthode du quotient où le terme PEC est représenté par les concentrations brutes de contaminants dans les sédiments, et le terme PNEC par un critère numérique de danger.
- Une approche détaillée, actuellement de type quotient, où le terme PEC résulte de la combinaison de données expérimentales et de données spécifiques au site et le terme PNEC, dans le cas d'échantillons aqueux, provient de données expérimentales. Pour le compartiment sédiment, on s'appuiera plutôt sur une approche qualitative de type « abondance des faits ».

Ces deux approches peuvent se combiner dans le temps, la deuxième étant mise en œuvre si les résultats de la première ne sont pas suffisants ou pas assez précis.

L'avantage de ce type de construction méthodologique est d'offrir la possibilité d'optimiser les investigations à la problématique.

1.3. Méthodologie d'approche par substance

1.3.1. Bilan analytique de la méthode d'évaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques [9]

Le domaine d'application de l'évaluation des risques environnementaux des substances phytopharmaceutiques est un agrosystème français.

L'évaluation du risque environnemental est basée sur une caractérisation du risque pour l'environnement et pour les êtres vivants. Ces deux composantes sont essentielles à la caractérisation d'un risque environnemental mais il convient de considérer également les interactions existant entre le milieu et les êtres vivants et celles existant entre les êtres vivants.

Il est probable que les deux composantes de l'évaluation soient ainsi cloisonnées en raison de la difficulté voire l'impossibilité de caractériser l'ensemble des interactions d'un agro-écosystème.

L'objectif principal de l'évaluation des risques environnementaux des produits phytopharmaceutiques est la protection des populations de l'écosystème.

Il est intéressant de souligner que dans le cadre de la protection des organismes aquatiques, on considère que les critères d'effets structuraux et fonctionnels de l'écosystème ont la même importance. Par contre, certains effets considérés comme inacceptables dans le guide sont assez subjectifs. C'est le cas de la baisse de l'intérêt esthétique perçue considérée comme un effet inacceptable pour la protection des organismes aquatiques.

L'écosystème est caractérisé par les compartiments environnementaux : le sol, l'air et l'eau ainsi que par les vertébrés terrestres (avifaune) les organismes aquatiques, les arthropodes (les abeilles), les vers de terre et enfin les micro et macro organismes non cibles du sol et ceux supposés être exposés à un risque.

L'un des atouts de la méthode étudiée est de considérer les effets de la substance étudiée sur neuf groupes d'organismes représentant des niveaux différents de réseau trophique. Par contre, il semble que l'étude des interactions de l'écosystème ne soit pas explicitement prise

en compte puisqu'il y a un cloisonnement de l'évaluation qui est faite au cas par cas pour un groupe d'espèces, chaque partie aboutissant d'ailleurs à la caractérisation d'un risque et à la délivrance ou non d'autorisation de mise sur le marché.

L'une des conditions indispensables à l'évaluation du risque d'une substance sur une catégorie d'êtres vivants est qu'il y ait exposition. Or, il existe des risques liés à l'emploi d'une substance même s'il n'y a pas d'exposition (facteur d'évitement).

Les tests écotoxicologiques sont réalisés à partir des substances actives, des préparations mais également à partir des produits de dégradation. Les produits de dégradation des produits phytopharmaceutiques étant très souvent plus toxiques que le produit à la base, la notion de transformation des produits phytopharmaceutiques est importante car les contaminants ne réagiront pas de la même manière selon le compartiment environnemental dans lequel il se trouve.

1.3.2. Bilan analytique du TGD RA (European Bureau of Chemicals) [10]

Le TGD RA concerne les substances organiques, étudiées individuellement. Ce mode d'évaluation des risques est reconnu dans tous les pays de l'Union Européenne.

Un schéma d'évaluation des risques peut être mis en place pour le milieu terrestre et le milieu marin. Par contre, l'évaluation des risques pour l'air ne peut être que qualitative car aucun système de tests biologiques standardisés n'est disponible à ce jour.

L'approche de l'évaluation des risques présentée a pour objectif d'évaluer l'impact potentiel sur l'environnement de substances prises individuellement en examinant à la fois l'exposition et les effets des émissions sur la structure et les fonctions de l'écosystème.

Trois approches sont détaillées l'estimation quantitative du rapport PEC/PNEC, une procédure qualitative de l'évaluation des risques pour l'environnement pour les substances pour lesquelles l'approche quantitative n'est pas possible et l'évaluation PBT (Persistence, Bioaccumulation, Toxicity) d'une substance.

Parmi les principes généraux de la méthode proposée, il est notamment cité la considération d'un cas hypothétique « raisonnablement pessimiste » en cas de manque de données. Le principe de précaution a donc été choisi afin de pallier les incertitudes liées au manque de données.

Lors de l'estimation de l'exposition environnementale, les données sont appréciées selon leur représentativité spatio-temporelle. L'exposition varie effectivement en fonction de l'échelle spatiale (distance de la source d'émissions par exemple) et de l'échelle temporelle (émissions de la substance en continue, par intermittence, à court terme, à long terme, ...).

La démarche proposée par l'EBC (European Bureau of Chemicals) prend en compte le compartiment « air » or l'air n'est pas souvent considéré dans les évaluations de risques pour les écosystèmes, notamment en raison d'un manque de moyens d'investigations. L'air est pourtant un paramètre d'exposition à considérer notamment pour son rôle dans le transport de poussières, pour les produits chimiques émis par pulvérisation dans l'air.

L'évaluation des risques proposée considère que « *chaque compartiment de l'environnement est exposé à un produit chimique durant tout le cycle de vie de celui-ci.* » Un produit chimique ne s'exprimant pas forcément à la même intensité et/ou de manière continue au cours de son cycle de vie, estimer l'exposition sur toute la période vie du produit permet de se rapprocher des conditions réelles d'exposition et de diminuer l'incertitude.

Le risque que représente une substance chimique est apprécié à partir des produits de dégradation. Ces derniers sont très souvent plus nocifs que le produit à la base. C'est pourquoi la notion de transformation des produits chimiques est importante car les produits ne réagiront pas de la même manière selon les conditions, notamment aérobie ou anaérobie, dans lesquelles ils se trouvent.

La méthode des équilibres de partition est utilisée lorsqu'il n'existe pas de données pour les organismes des sédiments et ceux du sol, et consiste à utiliser les données existantes pour les organismes aquatiques. Bien qu'il soit précisé dans la méthode que des méthodes appropriées d'estimation de la PNEC sont en cours de développement, on peut s'interroger sur la pertinence de cette démarche en raison de l'incertitude notable liée aux résultats de telles extrapolations.

2. BILAN DU RETOUR D'EXPERIENCE

Notre échantillonnage (n= 15) a été divisé en fonction des groupes d'activités. Ainsi, les analyses présentées en fonction des origines suivantes se répartissent comme suit :

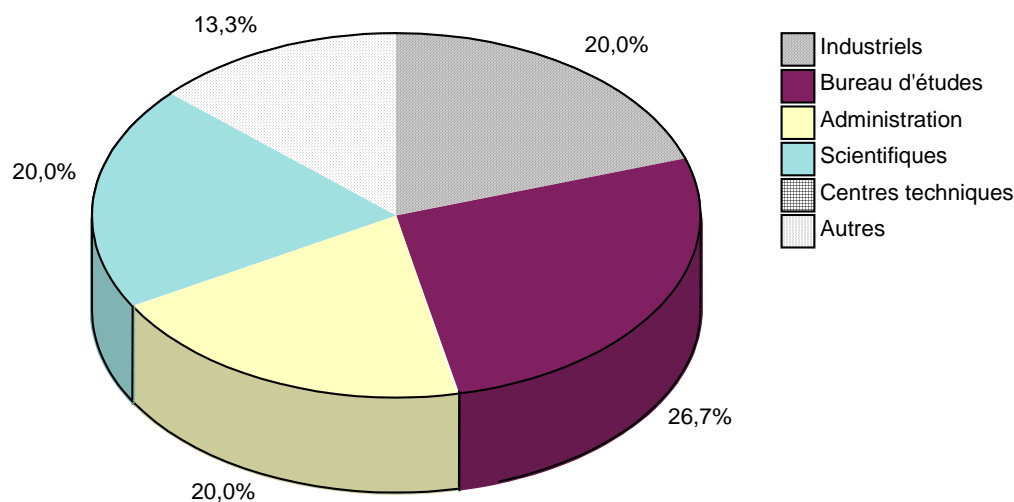


Figure 2 : Répartition des réponses en fonction des groupes d'activités

2.1. Bilan analytique des réponses au questionnaire

Ce bilan regroupe les principales réponses formulées par les personnes ayant répondues au questionnaire (le questionnaire est présenté dans la partie « méthode »).

2.1.1. La définition de l'écosystème

Nous avons tenté de savoir comment les acteurs de l'environnement définissaient l'écosystème. Nous avons recueillis leur définition personnelle de l'écosystème et nous leur avons demandé de choisir, parmi quelques définitions issues de la littérature scientifique, celle qui leur paraissait la plus juste.

Pour définir l'écosystème, les termes les plus fréquemment employés sont animal, végétal, ensemble, environnement, équilibre, vivant interaction et milieu. Il est souligné l'importance des notions d'interaction et d'équilibres.

La définition considérée comme la plus appropriée est celle de François Ramade, définition tirée de l'ouvrage « éléments d'écologie – écologie fondamentale » [20] : « *l'association à un environnement physico-chimique spécifique – le biotope – d'une communauté vivante ou biocénose constitue un écosystème. Biotope et biocénose exercent l'un sur l'autre de perpétuelles interactions, marquées essentiellement par d'incessants transferts d'énergie d'échanges de matière entre ces deux entités à l'intérieur de chacune d'entre elles.* »

Les remarques formulées pour justifier le choix de cette définition soulignent l'importance du terme « interactions » dans la définition de l'écosystème.

2.1.2. La définition de l'évaluation des risques écologiques

Nous avons tenté de savoir comment les acteurs de l'environnement percevaient l'évaluation des risques écologiques. Les mots les plus employés pour définir cette notion sont effet, pollution, substance et impact. Ils soulignent l'importance des notions d'effets de substance et d'estimation d'impact des polluants sur l'environnement.

2.1.3. Le retour d'expérience

33 % des personnes questionnées (n=15) déclarent avoir réalisé ou suivi une ERE. Leurs domaines d'activité sont l'administration, l'industrie et la recherche. Il est intéressant de noter qu'aucun bureau d'études ne déclare avoir réalisé une ERE. L'analyse de leurs commentaires tend à prouver qu'ils considèrent que la démarche n'est pas établie et que les études menées à ce jour ne sont que préliminaires. De plus, ils disent ne pas disposer de l'expertise nécessaire au sein de leur structure mais être prêts à la développer si nécessaire.

Les sites étudiés étaient des friches industrielles dans la plupart des situations.

Un usage futur « zone verte » ou « friche industrielle » avait été prévu. Pour les évaluations des risques écologiques réalisées dans le cadre du TGD [10], le scénario est prédéfini et identique pour chaque substance: « utilisation de la substance testée sur une culture cible »

Pour l'évaluation des risques écologiques conduite sous l'égide industrielle, la zone d'étude était celle du site.

Pour les dossiers suivis par l'administration, la zone d'étude correspondait, le plus souvent, à la zone d'influence du site, définie par rapport à l'étendue des sources.

Pour les ERE réalisées par les scientifiques, les risques sont évalués pour des écosystèmes aquatiques et terrestres situés dans des aires cultivées où les produits sont appliqués (champs) ou pour des écosystèmes dans lesquels les produits peuvent être rejetés (eaux de rejet de station de traitement de produits récoltés) et pour des écosystèmes extérieurs aux cultures mais interagissant avec les cultures (écosystèmes en bordure des cultures).

La durée de l'évaluation des risques est variable d'un domaine d'activité à l'autre, elle va de trois semaines à un mois et demi (pour les dossiers d'évaluation du risque environnemental d'une substance) à plusieurs années (pour l'administration).

L'objectif principal des évaluations conduites est de répondre à des obligations légales pour l'administration et l'industriel. Pour les scientifiques, l'objectif est de s'assurer que l'utilisation d'un produit phytopharmaceutique en protection des cultures ne présente pas de risques inacceptables pour l'environnement.

Parmi les moyens utilisés pour réaliser ces évaluations, ce sont les inventaires faune/flore, les bio-essais, les tests de bioaccumulation qui ont été le plus souvent cités.

2.1.4. L'étude de cas

Pour les personnes interrogées n'ayant pas eu l'occasion, à ce jour, de réaliser une évaluation des risques écologiques, nous avons élaboré une étude de cas.

Parmi les moyens qui seraient préférentiellement utilisés pour réaliser une évaluation des risques écologiques, ce sont les inventaires écologiques qui sont mentionnés en premier lieu. Il semble assez logique de commencer une évaluation par la compréhension du **fonctionnement** de l'écosystème et l'observation éventuelle de **dysfonctionnements**.

Les bio-essais sont également proposés. Ils permettent d'avoir une évaluation plus quantitative, basée sur des mesures. Ils permettent également de mieux percevoir les doses et les effets en relation pour une substance précise sur une cible précise.

Par contre, l'utilisation de modèle comme outil de l'évaluation des risques écologiques n'est pas sélectionné. Il semble encore difficile aux interlocuteurs français de modéliser des écosystèmes même si quelques logiciels, comme Terrasys®, sont d'ores et déjà utilisés.

En plus des moyens proposés, tous accordent une grande importance à l'analyse physico-chimique du milieu qui doit être la base de l'évaluation des risques écologiques et qui doit correspondre à une phase de recherche de caractérisation de la source.

Tous les interlocuteurs (n=15) s'accordent sur le fait que la définition des limites spatiales de l'étude doit être faite au cas par cas, en fonction des polluants (zone d'influence du polluant) ; ou des écosystème alentours : leur valeurs et/ou les interactions possibles ; ou du principe de proportionnalité ; ou en fonction de l'usage futur du site.

De la même façon, l'ensemble des réponses semblent indiquer que, dans la majorité des cas, l'étude ne doit pas se limiter qu'au site.

A priori, la majorité des interlocuteurs souligne l'importance d'une phase de définition de l'usage futur comme préconisé dans certaines méthodologies, notamment celle du Québec.

L'ensemble des interlocuteurs s'accordent sur le fait de considérer une durée de plusieurs mois, recouvrant si possible plusieurs saisons. La situation idéale semble s'étendre sur une année, mais être restreinte dans la pratique pour le respect des délais administratif à une période de 6 à 8 mois.

Plusieurs interlocuteurs s'entendent également sur le souhait de voir une étude initiale sur cette durée, à prolonger si besoin en fonction des résultats obtenus (méthode itérative).

Il a été fait mention du fait qu'il était périlleux de fixer une durée précise. Il semble préférable de fixer la durée des études au cas par cas en accord avec le principe de spécificité.

Le budget nécessaire estimé est très variable, dépendant du site et du contexte écologique.

2.1.5. Les méthodologies connues et utilisées

La méthode de l'US EPA [2] semble être la méthode de référence pour les évaluations des risques pour les écosystèmes

2.1.6. Les facteurs déclencheurs de l'ERE

Parmi les facteurs déclencheurs de l'ERE proposés aux personnes interrogées (facteurs réglementaire, écologique, économique et sociologique), ce sont les facteurs réglementaires et écologiques qui ont la plus grande importance. À l'inverse, le facteur économique ne semble logiquement pas être prépondérant.

2.1.7. Importance d'une espèce dans l'écosystème

Lorsque l'on interroge les acteurs de l'environnement ayant répondu au questionnaire sur les critères déterminant l'importance relative d'une espèce dans l'écosystème, leurs réponses mettent en évidence l'importance de la fonction d'une espèce dans un écosystème. Dans la pratique, pour l'instant, l'importance d'une espèce semble surtout marqué par le critère de rareté qui repose sur des bases réglementaires (liste rouge, par exemple).

2.1.8. Les caractéristiques du témoin

Les caractéristiques citées sont les suivantes :

- Même caractéristique que le site étudié sans la pollution ;
- À définir en fonction des objectifs de l'évaluation des risques écologiques ;
- Site avant l'activité ;
- Présence d'espèce susceptible d'interagir avec l'Homme ;
- Prise en compte de la variabilité spatio-temporelle.

2.2. Bilan analytique des réponses à l'entretien

2.2.1. Les intérêts de l'ERE

La protection de l'environnement et la préservation de la santé humaine sont les deux préoccupations majeures en matière d'évaluation de risques. Dans la majorité des cas, le risque perçu est celui des activités industrielles, ce qui est cohérent avec le profil des personnes interrogées, essentiellement ingénieur de bureau d'étude et industriels.

Les éventuels transferts de pollution à l'extérieur du site semblent également influencer sur l'utilité de l'ERE dans la gestion du risque.

2.2.2. L'ERE dans la politique de gestion des risques

L'évaluation des risques est généralement considérée comme une étape utile à la gestion globale des risques par les personnes interrogées. Certains groupes, notamment associatifs, considèrent qu'il n'est pas forcément nécessaire d'évaluer le risque pour pouvoir gérer celui-ci. Par contre, pour les industriels, « *avant de gérer, il faut connaître* ».

Cependant, pour beaucoup, l'évaluation des risques écologiques est perçue comme quelque chose de difficile à mettre en place parce que l'écosystème lui-même apparaît comme quelque chose de complexe, difficile à caractériser.

Il semble se distinguer deux niveaux de réflexion par rapport au risque écologique et sa gestion :

- soit il est identifié un transfert de la source de perturbation, très souvent assimilée à une pollution chimique, à l'extérieur des limites du site et dans ce cas, l'ERE peut être justifiée ;
- soit aucun transfert n'est mis en évidence donc l'étude et la gestion des risques ne concernent que le site *intra muros* et l'ERE ne se justifie pas forcément sauf si un intérêt écologique est mis en évidence (contexte écologique remarquable, proximité d'une ZNIEFF, présence d'espèce remarquable sur le site, ...).

2.2.3. Les avantages, les limites et les inconvénients des méthodologies d'évaluation des risques écologiques

D'une manière générale, les principaux inconvénients exprimés en ce qui concerne la méthodologie d'évaluation des risques écologiques sont la complexité, la lourdeur, la difficulté, le manque d'applicabilité et enfin le coût élevé. Pour certaines des personnes interrogées, ce sont des méthodes qui concernent davantage le domaine de la recherche que celui des bureaux d'études par exemple. Pour beaucoup d'autres, le problème est qu'on ne sait pas quand ces ERE doivent être réalisées, ni comment, ni pourquoi.

Pour une grande partie d'entre elles, une réponse administrative à ces questions serait souhaitable.

2.2.4. Les propositions d'amélioration des méthodologies d'évaluation des risques écologiques

Quelques propositions d'améliorations et/ou d'attentes ont été formulées, notamment la mise en place d'une procédure par étapes ou une simplification de l'approche d'évaluation, ou encore une procédure d'évaluation de risque où l'ERE serait une étape dans un processus d'évaluation du risque global sur la santé humaine.

2.2.5. La création d'une méthodologie française

La création d'une méthodologie française ne semble pas être une nécessité absolue, tout dépend de la manière dont elle est conçue. L'essentiel étant d'uniformiser un cadre d'étude permettant notamment de comparer les résultats des évaluations entre eux.

Selon le point de vue d'un industriel, il est nécessaire d'avoir une méthode française dans la mesure où il y a une demande de l'administration.

2.2.6. Les facteurs déclencheurs de l'ERE

Parmi les facteurs susceptibles de déclencher une évaluation des risques écologiques, ce sont les pollutions de nature chimique et le constat d'impact à l'environnement (mortalité d'espèces, dégradation d'une communauté) qui sont le plus souvent cités.

2.2.7. Le niveau d'organisation considéré pour l'ERE

Ce sont majoritairement les populations, les communautés voire les écosystèmes qui ont été retenus comme niveau d'organisation à considérer lorsque l'on étudie les risques pour les écosystèmes même s'il est très souvent souligné qu'il s'agit de paramètres qui doivent être définis selon la problématique et qui sont variables selon « *les cas d'études, selon les limites de l'étude et selon l'adaptation de l'écosystème* ».

2.2.8. La place de l'ERE par rapport notamment à l'activité d'un site et/ou la création d'un ouvrage

Deux tendances générales déterminent la place de l'ERE par rapport notamment à l'activité d'un site et/ou la création d'un ouvrage : soit l'ERE doit être réalisée « *à partir du moment où l'on constate un impact sur l'écosystème* » soit elle doit être conduite « *au moment d'une reconversion, d'un aménagement, d'un changement d'activité incluant l'arrêt de l'activité* ».

DISCUSSION

1. ELEMENTS DE REPONSE AUX QUESTIONS REVELEES PAR L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE

L'ensemble des informations décrites précédemment nous a permis de faire émerger des notions importantes de l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Nous avons donc tenté d'apporter des éléments de réponses aux principales questions révélées par l'analyse bibliographique.

Ces éléments de réponse sont présentés sous la forme de fiches composées de trois parties chacune.

La première partie intitulée « *Ce que proposent les méthodes* » rappelle en quelques lignes la manière dont le sujet est traité dans les méthodologies d'évaluation des risques étudiées.

La deuxième partie intitulée « *Ce que proposent les personnes interrogées* » correspond aux principales réponses apportées au questionnaire ou lors des entretiens.

La dernière partie intitulée « *Ce qu'il est possible d'en déduire* » est une proposition de réponse à la question posée construite à partir des éléments de réponses fournies par les deux paragraphes précédents.

Une symbolique particulière a été utilisée afin de mettre en avant les principales questions soulevées par l'une des observations et, lorsque cela était possible, les éléments de réponse et/ou d'amélioration qu'il était possible d'avancer.

Cette symbolique est la suivante :



Principales questions soulevées par la méthodologie



Éléments de réponse et/ou d'amélioration

⇒ **Voici les principales questions révélées par l'analyse bibliographique :**

Quelle est la politique d'évaluation des risques en France?.....	59
Quelle est la différence entre le risque écologique et le risque « santé ».....	64
Quels sont les principaux objectifs d'une évaluation des risques écologiques ?	66
À quel moment réaliser l'évaluation des risques écologiques ?.....	69
Quelle est la différence entre une EDR écosystèmes et une étude d'impact ?.....	72
Quels sont les facteurs déclencheurs d'une évaluation des risques écologiques ?.....	77
Comment définir et identifier l'écosystème ?	80
Qui sont les acteurs de l'évaluation des risques ?	84
Comment définir les limites de l'évaluation des risques écologiques ?.....	86
Comment caractériser le témoin d'une évaluation des risques écologiques ?	90
Comment l'usage influence l'ERE?.....	92

Quelle est la politique d'évaluation des risques en France?

- a) La mise en place de la politique nationale en matière de sites et sols pollués² :

C'est dans le but de connaître et gérer ses sites et sols pollués que la France a mis en place une politique d'évaluation des risques. En effet, par la circulaire du 3 décembre 1993 [13], le Ministère de l'Environnement a défini sa politique en matière de sites et sols pollués. Elle s'articulait autour de trois thèmes : recenser, sélectionner et traiter.

Recenser car un inventaire historique régional devait être réalisé jusqu'en 1998 dans chacun des départements de la région pour l'ensemble des activités susceptibles d'avoir été exploitées.

Sélectionner car, à partir de cet inventaire, les sites dont la pollution a pu être avérée ont été retenus. Cette sélection s'est faite en quatre étapes : une sélection documentaire suivi d'étude de sols et d'évaluation simplifiée de risques conduisant à un classement et une hiérarchisation allant de la classe 3 pour les sites dit « banalisables » à la classe 1 pour les sites nécessitant des investigations approfondies. La dernière étape étant les investigations approfondies et les évaluations détaillées des risques.

Traiter, c'est-à-dire fixer des objectifs de dépollution en fonction de l'usage ultérieur du site, traiter le site et évaluer l'impact résiduel. Le site peut, à l'issue de cette dernière phase, soit être banalisé, soit faire l'objet de mesures de surveillance, soit faire l'objet d'une restriction d'usage compte tenu de la pollution résiduelle.

² Informations recueillies sur le site du ministère de l'écologie et du développement durable

b) Les axes d'action définis par la politique nationale actuelle

Ils peuvent être résumés ainsi:

- Prévenir ;
- traiter/réhabiliter ;
- connaître.

Prévenir.

Bien entendu, la prévention est le meilleur moyen de gérer les problèmes de pollution des sols. Les dispositions réglementaires prises en application de la législation sur les installations classées permettent en général, lorsqu'elles sont bien respectées, de prévenir l'apparition de telles pollutions.

La mise en place de dispositifs de surveillance de l'environnement adaptés, principalement des eaux souterraines, autour de sites industriels aujourd'hui en activité, permet également de disposer d'un signal d'alarme, afin de réagir au plus tôt lorsque survient une pollution des sols. C'est aussi dans cet esprit qu'a été engagée depuis 1996, et pour une période de 5 ans, la réalisation de diagnostics initiaux et d'évaluations simplifiées des risques sur environ 1300 sites industriels en activité (chimie, industrie du pétrole, etc.). Ces travaux conduisent notamment à réexaminer la pertinence des dispositifs de surveillance mis en place autour de ces sites.

Traiter.

Dans tous les cas, certaines mesures simples, telles que la clôture du site, l'enlèvement des fûts stockés à l'air libre, la mise en place d'une surveillance ou d'un piège piézométrique, permettent d'apporter une première réponse aux questions relatives à la réduction du risque pour l'homme et l'environnement et à l'évolution de la pollution. L'engagement d'études plus ou moins lourdes ne doit jamais conduire à retarder de telles actions.

De façon plus générale, les mesures de surveillance et/ou les travaux de dépollution réalisés sur un site doivent viser à prévenir l'apparition ou la persistance de nuisances ou de risques pour l'homme et l'environnement. Ils tiennent compte de l'usage auquel le détenteur du site le destine et des techniques disponibles.

Lorsqu'un site a été traité en fonction d'un usage donné, il est nécessaire qu'il ne puisse être ultérieurement affecté à un nouvel usage incompatible avec la pollution résiduelle sans que les études et travaux nécessaires soient entrepris. Des dispositifs réglementaires de restriction d'usage doivent donc être mis en place.

Connaître.

Le traitement d'un site est fonction de son impact et de l'usage auquel il est destiné. Pour qu'un tel principe dure dans le temps, il faut que la connaissance des risques potentiels soit aussi complète que possible et accessible au plus grand nombre.

Pour ce faire, 2 types d'inventaire ont été mis en place et désormais accessibles sur Internet:

- *l'inventaire des sites (potentiellement) pollués* et appelant une action des pouvoirs publics. Cet inventaire permet d'appréhender les actions menées par l'administration et les responsables de ces sites pour prévenir les risques et les nuisances. Il a vocation à être actualisé en continu.
- *les inventaires historiques*, qui ont vocation de reconstituer le passé industriel d'une région. Les informations collectées sont versées dans une base de données BASIAS, gérée par le BRGM [14]. Bien entendu, des décharges ou des sites industriels dont l'activité a cessé depuis plusieurs décennies ne sont en général plus une source de risques. Mais, ils peuvent le redevenir si des constructions ou des travaux sont effectués sans précaution particulière. Il est important que les acheteurs, vendeurs, aménageurs, etc. disposent en ce domaine des informations pertinentes leur permettant de déterminer les études et investigations spécifiques qu'il leur appartiendra de mener à bien avant de donner une nouvelle utilisation à de tels sites. BASIAS devait être achevé en 2004 et contenir entre 300000 et 400000 sites.

c) Les outils méthodologiques pour la mise en oeuvre de la politique nationale

Les 3 principaux portent sur la réalisation :

- des inventaires historiques régionaux ;
- du diagnostic initial et de l'évaluation simplifiée des risques ;
- du diagnostic approfondi et des évaluations détaillées des risques.

- *Le diagnostic initial et de l'évaluation simplifiée des risques :*

Cette étude permet de placer le site par rapport à son histoire et son environnement. Elle conclut sur le classement du site en 3 catégories:

- site ne nécessitant pas d'autres investigations pour les conditions d'usage et d'environnement pour lesquelles les évaluations ont été réalisées,
- site à surveiller,
- site nécessitant des investigations approfondies.

Elle se caractérise par des investigations légères et par la cotation d'une cinquantaine de paramètres.

- *Le diagnostic approfondi et les évaluations détaillées des risques.*

À partir de la connaissance précise de la pollution, de ses voies de transfert et modes d'exposition, il s'agit d'évaluer les niveaux de risque vis à vis de 4 cibles, dans la mesure où elles peuvent être atteintes: l'homme et la ressource en eau, qui sont des cibles prioritaires, les écosystèmes et la protection des biens.

Si les niveaux de risque sont jugés inacceptables (voire à cet effet la circulaire du 10 décembre 1999 fixant les objectifs de réhabilitation [15]), un traitement devra être réalisé ou l'usage du site revu.

Il est important de souligner que ces outils doivent être utilisés, en tout ou partie, pour apporter une réponse pertinente aux problèmes posés par un site et non comme une fin en soi.

- **prévenir**, afin que les sites en activité ne soient pas source d'une pollution des sols,
- **traiter** les sites pollués, selon l'usage auxquels ils sont destinés, pour que la protection de l'homme et de l'environnement soit assurée,
- **garder la mémoire** (ou la reconstituer) des sites pollués ou qui peuvent l'être, de sorte qu'un nouvel aménagement soit précédé des études et travaux nécessaires au maintien de cette protection.

Des outils pour la mise en oeuvre de cette politique ont été élaborés. Ils sont basés sur la méthode de l'évaluation des risques, d'application toute récente.

Vu la complexité et la diversité des questions que peut soulever la gestion d'un site pollué, les incertitudes dans certaines méthodes employées, les travaux se poursuivent pour renforcer les moyens de mise en oeuvre de cette politique.

Qu'est ce qu'une EDR écosystème ?

La procédure EDR parmi lesquels figure l'EDR écosystème est déclenchée si une évaluation simplifiée des risques (ESR) réalisée au préalable a estimé que des investigations supplémentaires étaient nécessaires (sites classés en 1). Dans ce cas, il est réalisé un diagnostic approfondi qui permet de visualiser le cadre général de l'évaluation détaillée des risques réalisée ultérieurement.



D'après le guide de gestion des sites et sols pollués du ministère, les Evaluations Détaillées des Risques pour les écosystèmes ou EDR écosystème peuvent se définir de la manière suivante : « *Une étude d'évaluation des risques pour les écosystèmes (depuis l'individu isolé jusqu'à l'écosystème dans sa globalité) est censée évaluer la vraisemblance que des effets négatifs se produisent (disparition, altération de la capacité fonctionnelle...) comme résultat de l'exposition à des agents « stressseurs ».*

Quelle est la différence entre le risque écologique et le risque « santé »

D'après le guide de gestion des sites et sols pollués du Ministère Français [16], voici les principales différences entre le risque sanitaire et le risque écologique :

- *« les phénomènes à l'échelle de l'écosystème n'ont pas d'équivalent humain (exemple de l'eutrophisation), les structures des écosystèmes sont variées et non reproductibles ;*
- *l'évolution d'un écosystème est difficilement prévisible, les mécanismes d'adaptation aux changements, de récupération sont difficiles à comprendre ;*
- *les niveaux de protection sont différents, protection de l'individu dans le cas du risque sanitaire, protection de la structure et du fonctionnement de l'écosystème dans le cas du risque écologique ;*
- *certains produits ont été fabriqués spécifiquement pour leurs effets sur les espèces vivantes (pesticides par exemple) et sont donc caractérisés par un danger écologique plus que sanitaire ;*
- *étant donné le grand nombre d'espèces animales, la probabilité de trouver une ou plusieurs espèces plus sensibles que l'homme à un polluant donné n'est pas négligeable ;*
- *les espèces sont exposées aux polluants par des voies qui leur sont propres (par exemple le nettoyage du pelage) et différentes de l'homme en général ;*
- *les espèces animales peuvent plus difficilement que l'homme éviter certains dangers en changeant par exemple de nourriture ou d'habitat ;*
- *l'exposition est en générale plus forte que pour l'homme car l'alimentation est moins variée, le contact avec les milieux (eau, sol) est souvent plus intime (poissons, invertébrés...)* ;
- *les métabolismes énergétiques sont souvent plus intenses, il y a généralement plus d'échange de matière avec les milieux ;*
- *l'origine des différences de sensibilité inter - espèces est souvent inconnue, ce qui rend les extrapolations délicates ».*

Il est possible d'ajouter quelques éléments distinguant l'EDR Santé de l'EDR écosystème :

- La méthodologie : Contrairement à l'EDR écosystème qui n'a fait l'objet à ce jour en France que de quelques lignes directives dans le guide de gestion des sites et sols pollués, l'EDR Santé bénéficie d'une méthodologie plus détaillée;
- Le retour d'expérience : les EDR Santé sont pratiquées à grande échelle, on commence à avoir un retour d'expérience conséquent en France. Ce retour d'expérience a permis notamment d'alimenter les bases de données toxicologiques ;
- Le mode d'expérimentation : Les expérimentations telles que les tests écotoxicologiques peuvent être conduites directement sur les individus « cibles » de l'écosystème. Pour l'Homme, c'est impossible. En comparaison avec la démarche « santé », ce mode expérimental devrait permettre de diminuer l'incertitude relative à l'extrapolation de l'individu testé à l'individu « cible » ;
- Les bases de données : les BDD regroupant des informations sur les effets toxicologiques des substances qu'il s'agisse d'effets court, moyen ou long terme, d'effets aigus ou chroniques sont de mieux en mieux alimentés. Ce n'est pas encore le cas pour les écosystèmes, il manque des données sur les effets écotoxicologiques des substances, sur la structure et le fonctionnement « naturels » des écosystèmes, sur les comportements alimentaires des espèces...

Quels sont les principaux objectifs d'une évaluation des risques écologiques ?

☞ *Ce que proposent les méthodes étudiées :*

❖ APPROCHE GLOBALE :

ERA UK [3] :

L'objectif de la méthodologie proposée est de mettre en place une procédure pratique et cohérente pour protéger l'environnement.

US EPA [2] :

Le but de l'évaluation des risques écologiques dans la politique de gestion est de fournir au gestionnaire l'information nécessaire à une prise de décisions de gestion concordante (visant les mêmes intérêts).

AUSTRALIE [4] :

L'objectif principal de l'ERA est de favoriser une approche rationnelle et de fournir un cadre d'étude clair pour l'évaluation des risques écologiques de sols contaminés par des substances chimiques.

CEAEQ [5] :

L'objectif du guide méthodologique québécois est d'établir la position du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), de guider la réalisation d'une évaluation des risques écotoxicologiques afin d'en uniformiser la démarche et d'établir une approche méthodologique.

❖ APPROCHE PAR MATRICE :

TRIAD [6] :

Le guide a pour principal objectif de rendre pratique et d'uniformiser les moyens de caractériser, de manière physique, chimique et biologique, une colonne complète de sédiments.

La recherche de caractérisation biologique a pour objectif de mettre en évidence l'effet de substances indésirables sur l'écosystème.

CETMEF [8] :

Dans l'absolu, l'évaluation écotoxicologique des matériaux de dragage ou de sédiments contaminés s'inscrit dans le contexte général de la gestion du risque.

ADEME [7] :

L'objectif de la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation de déchets est la mise en place d'un système de gestion des déchets plus respectueux de l'environnement.

❖ APPROCHE PAR SUBSTANCE :

TGD RA [10] :

L'approche de l'évaluation des risques présentée a pour objectif d'évaluer l'impact potentiel sur l'environnement de substances prises individuellement en examinant à la fois l'exposition et les effets des émissions sur la structure et les fonctions de l'écosystème.

INRA [9] :

L'objectif principal est la protection des populations.

☞ *Ce que pensent les personnes interrogées :*

L'objectif principal des personnes interrogées sur la question est le respect de la réglementation. La prise en compte du risque semble être dépendante de la prise de position gouvernementale.

☞ ***Ce qu'il est possible d'en déduire :***

À la suite de l'analyse des différentes méthodes, il semble que les objectifs d'une évaluation des risques écologiques puissent être déclinés de la manière suivante :

- L'objectif d'une ERE pour un site en début d'activité (ERE prospective) sera de mettre en place les mesures de gestion visant à limiter voire éviter l'apparition d'effets négatifs. Dans ce cas l'enjeu des biotests tel qu'il est précisé dans la méthode prend tout son sens puisque « *les biotests permettent de détecter des effets AVANT qu'ils ne se produisent* ».
- L'objectif d'une ERE pour un site en fin d'activité (ERE rétrospective) sera soit la compatibilité du risque avec l'usage futur du site dans la mesure où celui-ci est connu, soit une caractérisation du risque pour les sites laissés en l'état (même usage que celui constaté au moment de l'ERE). Dans ce contexte, c'est un risque à long terme qui est estimée, l'étude des voies de transfert est donc essentielle à la pertinence de l'évaluation.

À quel moment réaliser l'évaluation des risques écologiques ?

En France, les évaluations des risques écologiques, EDR écosystèmes, sont réalisées à titre rétrospectif pour les sites et sols pollués (voir fiche « la politique d'évaluation des risques en France ») à l'issue d'une ESR ayant mis en évidence la nécessité de réaliser des investigations supplémentaires pour caractériser la pollution et ses voies de transfert.

Selon le guide de gestion des sites et sols pollués du Ministère [16], « *les facteurs déclencheurs de l'EDR écosystème sont la présence, sur ou au voisinage du site de signes d'impacts écologiques majeurs, la présence de milieux préservés ou d'espèces protégées ; ou l'existence de milieux de transfert et d'exposition, notamment ceux ayant des usages actuels ou futurs connus sensibles. Dans le cas d'une étude ayant vocation à prévoir l'impact dans le cadre d'un usage futur du site, l'évaluation des risques portera sur les écosystèmes censés exister dans le cadre de cet usage futur* ».



L'EDR écosystème peut avoir un aspect prospectif, dans le cas d'une étude ayant vocation à prévoir l'impact dans le cadre d'un usage futur du site, ou rétrospectif mais son déclenchement n'intervient qu'à partir du constat d'un effet sur l'écosystème.

Il n'est pas envisagé, à l'heure actuelle d'utiliser l'ERE comme outil prévisionnelle d'effets pouvant permettre d'anticiper l'apparition d'effets néfastes mais plutôt comme un outil explicatif de situations observées.

☞ *Ce que proposent les méthodes étudiées :*

Pour l'USEPA [2], l'évaluation des risques écologiques peut être utilisée pour prédire la probabilité d'apparition d'effets néfastes (aspect prospectif) ou évaluer la probabilité que des effets aient pu être engendrés par une exposition passée aux agents stressants (aspect rétrospectif).

Pour le CEAEQ [5] et le Royaume-Uni [3], les évaluations de risque écologique sont réalisées dans un contexte de sites contaminés. Bien que ce ne soit pas un point clairement abordé dans les textes méthodologiques, il semble que les ERE peuvent avoir à la fois un aspect prospectif, en général dans le cadre d'une réhabilitation de sites, et rétrospectif (explication

des effets observés) mais la condition du déclenchement est la présence ou la suspicion de présence d'une contamination.

Selon le CETMEF [8], porteur de la méthode d'évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage, « *l'évaluation du risque écologique peut être utilisée à titre prospectif ou rétrospectif, les deux aspects pouvant dans certains cas être abordés dans la même étude (par exemple, on peut utiliser ce type de démarche pour identifier la cause du déclin d'une population, et évaluer les effets de mesures correctives) [2] ; Elle peut également servir à comparer différentes solutions correctives, ou à établir des priorités dans le cas de situations complexes .»*

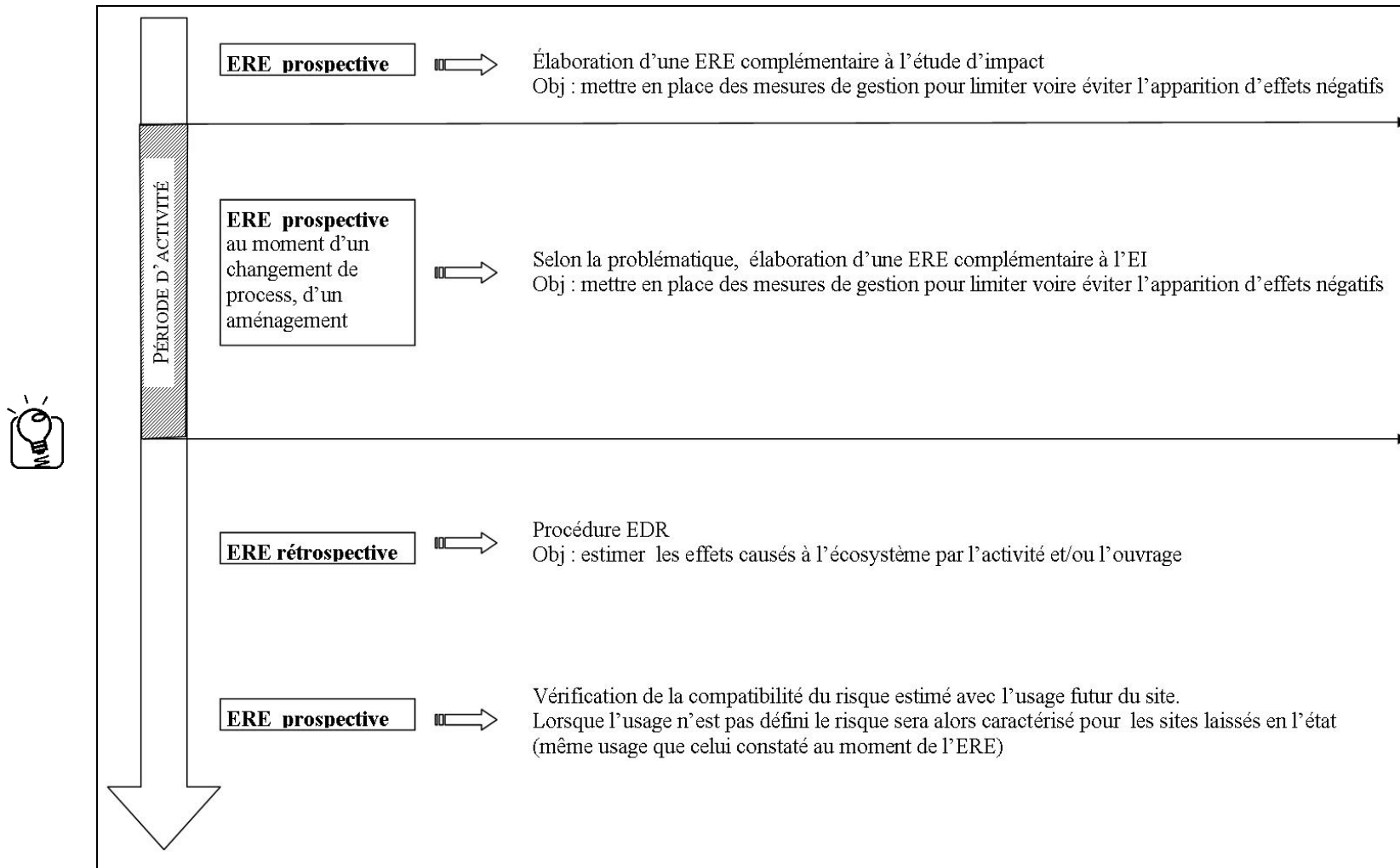
Selon le guide méthodologique d'évaluation d'écocompatibilité de matériaux de stockage de l'ADEME [7], l'évaluation du risque est utilisée à titre prospectif ; en effet, on vérifie expérimentalement la compatibilité d'un ouvrage avec son milieu d'accueil avant la mise en place de l'ouvrage.

☞ ***Ce que pensent les personnes interrogées :***

Deux tendances générales déterminent la place de l'ERE par rapport à l'activité d'un site et/ou la création d'un ouvrage :

- soit l'ERE doit être réalisée « *à partir du moment où l'on constate un impact sur l'écosystème* »
- soit elle doit être conduite « *au moment d'une reconversion, d'un aménagement, d'un changement d'activité incluant l'arrêt de l'activité* ».

☞ *Ce qu'il est possible d'en déduire :*



**Figure 3 : ERE prospective ou ERE rétrospective ?
(I.L.I.S / RE.CO.R.D., 2005)**

Quelle est la différence entre une EDR écosystèmes et une étude d'impact ?

a) La terminologie

La différence entre une étude d'impact et une évaluation des risques écologiques peut s'expliquer en définissant les termes clés de ces intitulés :

- Un risque peut se définir comme une « *probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données* » (définition du guide de gestion des sites pollués, [16]). Un danger est défini comme « *situation ou possibilité pour une substance, du fait de ses caractéristiques ou propriétés intrinsèques, de provoquer des dommages aux personnes, aux biens, à l'environnement* » [16].
- Un impact peut se définir comme « *un effet d'une action forte, brutale* » [17].

Selon ces termes, évaluer les risques revient à estimer la probabilité d'occurrence d'un effet néfaste et étudier les impacts revient à identifier ce qui est produit par une action forte et brutale.

b) Les objectifs

Les objectifs d'une évaluation des risques écologiques et d'une étude d'impact ne sont pas les mêmes.

- *Les études d'impacts*

L'objectif d'une étude d'impact est d'identifier les impacts d'un projet (installation/mise en place du projet) sur l'environnement et de réduire, compenser ou supprimer ces impacts éventuels. Si les impacts sont jugés trop importants alors le projet peut être rejeté.

Les questions à se poser dans ce cas sont :



Mon projet générera t il un impact ? Existe-t-il des moyens de réduire, supprimer ou compenser l'impact créé par le projet ?

Les principes de l'étude d'impact



Les impacts d'un projet sont étudiés en considérant que le projet fonctionne selon les règles imposées par la réglementation, en termes de rejet par exemple. Ainsi, l'étude d'impact précise quelles sont les normes autorisées de rejet dans l'air, dans l'eau d'une substance et elle considère, par principe, que le projet est respectueux de cette réglementation. Par conséquent, on ne considère pas l'impact d'un rejet car à partir du moment où les normes de rejet sont respectées, les impacts causés à l'environnement sont considérés comme inexistantes et/ou acceptables.

Pourquoi les ERE ne sont pas réalisées lors d'une réactualisation de dossier d'étude d'impact ?



Dans le cas d'une réactualisation d'un dossier d'étude d'impact pour les ICPE (Installations Classées pour la Protection de l'Environnement), il se peut qu'une évaluation des risques sanitaires (ERS) soit réalisée pour gérer les risques éventuels d'une activité sur la santé humaine. Par contre, le volet « risque pour l'environnement » n'est pas réalisé dans ce type de procédure. On peut se demander pourquoi une ERE n'est pas réalisée au même titre qu'une ERS au moment d'une réactualisation de dossier ?

- *L'évaluation des risques écologiques*

L'objectif d'une évaluation des risques écologiques est d'estimer la probabilité que le projet engendre ou non un risque pour l'écosystème. En connaissance du risque potentiel d'un projet (installation et fonctionnement), il sera possible de proposer des mesures et/ou modifier certains paramètres du projet afin d'éviter l'apparition d'effets néfastes.

Les évaluations des risques écologiques peuvent également être utilisées à titre rétrospectif³, leur objectif dans ce cas étant d'étudier la causalité des effets observés.

³ Voir fiche « à quel moment réaliser une ERE ? »

Les questions à se poser dans ce cas sont :



Mon projet a-t-il généré des effets néfastes (ERE rétrospective) ou mon projet va-t-il générer l'apparition d'effets néfastes sur l'écosystème (ERE prospective) ?

Interactions possibles entre l'ERE et l'étude d'impact

L'évaluation des risques écologiques peut répondre en partie à la question posée par les études d'impacts mais selon une approche différente. Pour illustrer ce propos, prenons un exemple :

Soit un projet d'aménagement routier, localisé à proximité d'une zone humide, et dont les eaux de ruissellement seront évacuées dans le réseau hydraulique de surface.



Si l'on s'intéresse aux conséquences sur les populations d'amphibiens :

- Pour l'étude d'impact, il y aura notamment un impact indirect de l'aménagement routier sur les amphibiens en raison de la présence potentielle d'ETM dans les eaux de ruissellement de l'aménagement routier d'eau,
- Pour l'ERE, avec un niveau de confiance de 95%, il existe un risque d'observer une baisse de x % de la natalité pour des concentrations supérieures à y g/L de polluant (conditions spécifiques et connues).

c) Le contexte réglementaire

• *Les études d'impact [18]*

D'un point de vue législatif, les études d'impact ont un contexte réglementaire fixé tant dans les conditions d'application que dans le contenu des dossiers.

L'étude d'impact est une procédure administrative destinée à étudier l'insertion du projet dans l'ensemble de son environnement en examinant les effets directs et indirects.

L'étude d'impact présente successivement :

- 1° Une analyse de l'état initial du site et de son environnement, portant notamment sur les richesses naturelles et les espaces naturels agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, affectés par les aménagements ou ouvrages ;

2° Une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents du projet sur l'environnement, et en particulier sur la faune et la flore, les sites et paysages, le sol, l'eau, l'air, le climat, les milieux naturels et les équilibres biologiques, sur la protection des biens et du patrimoine culturel et, le cas échéant, sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs, émissions lumineuses) ou sur l'hygiène, la santé, la sécurité et la salubrité publique.

3° Les raisons pour lesquelles, notamment du point de vue des préoccupations d'environnement, parmi les partis envisagés qui feront l'objet d'une description, le projet présenté a été retenu ;

4° Les mesures envisagées par le maître de l'ouvrage ou le pétitionnaire pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables du projet sur l'environnement et la santé ainsi que l'estimation des dépenses correspondantes.

5° Une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets du projet sur l'environnement mentionnant les difficultés éventuelles de nature technique ou scientifique rencontrées pour établir cette évaluation.

6° Pour les infrastructures de transport, l'étude d'impact comprend en outre une analyse des coûts collectifs des pollutions et nuisances et des avantages induits pour la collectivité ainsi qu'une évaluation des consommations énergétiques résultant de l'exploitation du projet, notamment du fait des déplacements qu'elle entraîne ou permet d'éviter.

Afin de faciliter la prise de connaissance par le public des informations contenues dans l'étude, celle-ci fera l'objet d'un résumé non technique.

- *Les EDR écosystèmes*

Les évaluations des risques sont issues d'une politique nationale menée depuis 1993 visant à identifier, classer et gérer les sites et sols pollués présents sur le territoire national. Des guides méthodologiques proposées par le ministère ont été mis à disposition des utilisateurs de ces études mais contrairement aux études d'impact, le contenu de ce type d'étude n'est pas fixé réglementairement.

d) La planification

Le repère temporel est la principale différence entre les études d'impact et les ERE. En effet, l'évaluation des risques se positionne en amont ou en aval d'une activité et/ou ouvrage, on cherche à connaître les effets d'une situation avant qu'ils n'apparaissent ou à déterminer la causalité d'un effet alors que l'étude d'impact se positionne au moment d'une action ou légèrement en amont, on cherche à connaître les effets d'une situation à partir du moment où elle est mise en place.

Quels sont les facteurs déclencheurs d'une évaluation des risques écologiques ?

☞ *Ce que proposent les méthodes étudiées :*

- *Selon la méthodologie du CEAEQ [5] :*

Pour la protection de la diversité biologique, les facteurs déclencheurs sont la présence de milieux critiques ou sensibles pour la diversité biologique, la présence d'aires protégées, la présence d'espèces menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être désignées ainsi, de même pour les habitats à l'intérieur des limites du site ou dans son voisinage.

La contamination d'un sol supérieure aux critères génériques peut aussi être à l'origine du déclenchement de l'ERE.

Enfin si les critères génériques ne sont pas applicables (cas d'un substrat ne pouvant être considéré comme un sol) ou s'il n'y a pas de critères génériques pour un ou plusieurs polluants présents sur le terrain, l'ERE peut être initiée.

L'avantage de cette démarche est que les critères de déclenchement de l'ERE et/ou de l'EDE sont clairs et réglementés et sont, de surcroît, moins subjectifs. L'évaluateur et le gestionnaire ont conscience à la fois des enjeux de l'évaluation (par le biais des situations) et des raisons pour lesquelles elle a été initiée (facteurs déclencheurs).

- *Selon le guide EDR du ministère français [16] :*

Il peut s'agir de signes d'impacts écologiques majeurs ou de la présence de milieux préservés au droit du site ou à proximité immédiate ou encore de la présence de milieux de transfert et d'exposition.

- *Selon la méthode australienne [4] :*

Quatre situations justifient la réalisation de l'ERE. Ces situations sont les suivantes :

- Une évaluation de la pollution des sols sur un site a permis d'identifier des zones significativement polluées
- L'usage ou l'historique du site suppose des impacts écologiques néfastes
- Des espèces ou des habitats rares ou en danger susceptibles d'être impactés par la contamination chimique sont présents (présence avérée ou potentielle)

- D'autres situations ont été identifiées :
 - ✓ un manque inacceptable de données,
 - ✓ la présence de polluants pour lesquels on a peu de connaissance,
 - ✓ les conditions d'exposition du site étudié sont incertaines ou imprévisibles,
 - ✓ les données de toxicité existantes présentent un haut niveau d'incertitudes,
 - ✓ un manque significatif d'information sur les récepteurs écologiques

- *Selon la méthode de l'USEPA [2] :*

Les situations nécessitant la réalisation d'une ERE sont déterminées lors d'une phase qui précède le processus d'ERE et qui est appelée « planifier l'ERE ». Trois exemples de situations sont proposés par la méthode : l'entrée dans l'environnement d'un stressor avéré ou potentiel ; l'observation d'effets néfastes ou d'un changement des conditions écologiques ; la volonté d'une meilleure gestion d'une valeur écologique ou d'une entité écologique (espèce, communauté, écosystème ou milieu).

- *Selon la méthode de l'Agence de l'Environnement du Royaume-Uni [3] :*

La réalisation d'une ERE est étudiée au niveau 0 (TIER 0). Ce niveau détermine si le site investigué répond aux critères réglementaires fixés par la partie II de l'acte de protection de l'environnement (part IIA considerations of the Environmental Protection Act 1990 [19]). Cet acte spécifie les entités écologiques à considérer comme récepteurs de l'ERE. Ces récepteurs spécifiques correspondent à tout système écologique ou organisme vivant appartenant à ce système localisé dans un site d'intérêt scientifique tel qu'une réserve terrestre ou marine, une zone spéciale de conservation des oiseaux, tout habitat ou site protégé, toute réserve naturelle ou site bénéficiant d'une réglementation européenne, toutes zones spéciales de conservation.

☞ *Ce que pensent les personnes interrogées :*

Les facteurs déclencheurs ayant la plus grande importance aux yeux des personnes interrogées sont les facteurs réglementaires et écologiques. Les facteurs économiques et sociologiques n'ont qu'une importance moyenne.

☞ *Ce qu'il est possible d'en déduire :*

Les facteurs déclencheurs de l'ERE :

⇒ ERE rétrospective :

- Présence d'éléments perturbateurs ;
- Suspicion et/ou présence de pollution ;
- Signes d'impacts écologiques : mort d'individus, changement des comportements...
- Présence de milieux d'intérêt écologique à proximité ou au droit du site ;
- Présence de milieux de transfert considérés comme sensibles ;
- Présence de milieux d'exposition, d'un danger et d'une cible ;
- Constat d'un impact sur la santé pouvant être expliqué, tout ou en partie par l'ERE ;
- Demande administrative.



⇒ ERE prospective :

- Création d'un ouvrage et/ou d'une activité ;
- Volonté du propriétaire ;
- Demande administrative.

Comment définir et identifier l'écosystème ?

⇒ *Ce que proposent les méthodes étudiées :*

Pour les méthodologies d'approche globale, il s'agit principalement d'identifier les cibles ou les récepteurs de l'ERE. D'une méthode à l'autre, les critères de sélection de ces cibles varient selon les considérations sociales, économiques et écologiques. La plupart d'entre elles accordent beaucoup d'importance à la valeur patrimoniale de ces espèces, c'est-à-dire des espèces rares et/ou protégées ou appartenant à des habitats rares et/ou protégés. C'est le cas notamment pour L'Agence de l'Environnement du Royaume-Uni [3] qui prend peu en compte la fonction des espèces et le fonctionnement des écosystèmes.

Pour les méthodologies d'approche par substance, l'écosystème considéré correspond à un écosystème standard générique.

Pour les méthodologies d'approche par matrice, l'écosystème correspond à la gravière en eau et au sol au niveau du dépôt pour la méthode du CETMEF [8], au milieu récepteur des flux « transport » pour la méthode d'écocompatibilité. Selon le guide de caractérisation des sédiments [6], l'écosystème est défini à partir d'inventaires écologiques *in situ* qui permettent d'analyser la composition de l'écosystème.

Globalement, il n'y a pas ou peu de caractérisation de l'écosystème à partir de données de terrain (inventaires faune/flore) au moment de l'initiation de l'ERE. beaucoup d'entre elles sont initiées à partir de données bibliographiques (études antérieures et littérature). En ce qui concerne, le processus d'évaluation à proprement parler, on note des différences entre les méthodes par rapport à l'utilisation des données de terrain.

☞ *Ce que pensent les personnes interrogées :*

Nous avons tenté de savoir comment les acteurs de l'environnement définissaient l'écosystème. Nous avons recueillis leur définition personnelle de l'écosystème et nous leur avons demandé de choisir, parmi quelques définitions issues de la littérature scientifique, celle qui leur paraissait la plus juste.

L'analyse de leur réponse personnelle nous a permis d'identifier les mots-clés suivants : interactions, équilibres, milieu et vivant.

La définition considérée comme la plus appropriée est celle de François Ramade [20] :

« *L'association à un environnement physico-chimique spécifique – le biotope – d'une communauté vivante ou biocénose constitue un écosystème.*

Biotope et biocénose exercent l'un sur l'autre de perpétuelles interactions, marquées essentiellement par d'incessants transferts d'énergie d'échanges de matière entre ces deux entités à l'intérieur de chacune d'entre elles. »



L'écosystème est perçu comme un équilibre entre les êtres vivants et leurs milieux au sein duquel régissent des interactions entre chacune des composantes de l'écosystème.

☞ ***Ce qu'il est possible d'en déduire :***

La principale difficulté mise en évidence par l'analyse bibliographique et par le retour d'expérience des personnes interrogées en entretiens est de définir et délimiter l'écosystème dans la pratique.

Pour répondre à cette problématique, il s'agit dans un premier temps de se poser les questions suivantes :

- Existe-t'il un ou plusieurs écosystèmes sur le site et si oui le(s)quel(s) ?
- Est-il une partie d'un écosystème plus vaste dont les limites sont extérieures au site ou est-il en connexion avec d'autres écosystèmes alentours ?

La réponse à ces questions va conditionner la délimitation du périmètre d'étude.

☞ Voir fiche « comment définir les limites de l'ERE »

Définition du contexte de la zone d'étude

Il existe des supports d'informations qui permettent de définir le contexte de la zone étudiée. Il s'agit notamment des inventaires initiés par le Ministère de l'Environnement et qui ont permis d'identifier des zones naturelles présentant une certaine qualité environnementale comme les ZNIEFF, les zones Natura 2000, les ZICO...

Il est également possible de localiser les réserves naturelles, de Parc Naturels Régionaux et/ou Nationaux.



Des recherches bibliographiques sur les comportements alimentaires, reproduction, ... des individus identifiés dans les inventaires écologiques peuvent également être envisagées.

De même, quelques recherches historiques pour connaître l'occupation des sols avant ou pendant la mise en place de l'activité et/ou de l'ouvrage peuvent être des sources d'informations intéressantes dans le cadre de la caractérisation de l'écosystème. Des photos aériennes peuvent être un support d'informations visuel intéressant notamment pour étudier l'évolution de l'occupation des sols et/ou des milieux naturels observés.

Une fois ce travail effectué, il est alors possible de proposer des investigations capables d'autoriser l'étude de la structure et du fonctionnement du ou des écosystèmes identifiés.

Parmi les moyens proposés par les personnes interrogées pour la réalisation d'une ERE, ce sont les études faune/flore qui ont été mentionnées en premier lieu. Dans la pratique, se pose la question de la réalisation de ces diagnostics.

À la suite des contacts obtenus avec les bureaux d'études, il semble qu'il y ait peu d'ingénieurs écologues au sein des structures mais que, pour l'ensemble, le développement de cette compétence est envisagé.

Ces missions peuvent également être confiées à des experts naturalistes (faible en nombre et peu enclin à ce genre d'études).

La personne la plus qualifiée pour répondre aux questions précédentes est l'évaluateur dans la mesure où celui-ci possède les compétences requises. (voir fiche « Qui sont les acteurs de l'évaluation des risques écologiques »).



Sur les commentaires des personnes reçues en entretien, l'évaluateur doit avoir un bon niveau de connaissances sur les écosystèmes (structure et fonctionnement), en écotoxicologie et une expérience sur les phénomènes perturbateurs de l'environnement, en particuliers lorsqu'il s'agit de pollution par des substances chimiques. Il semble approprié de constituer une équipe de gestion regroupant des professionnels aux profils complémentaires.

Qui sont les acteurs de l'évaluation des risques ?

Les principaux acteurs de l'ERE sont l'évaluateur et le gestionnaire. Les rôles attribués à chacun d'entre eux divergent selon les méthodologies.

☞ Que proposent les méthodes étudiées ? :

La méthode proposée par l'US EPA [2] est celle qui traite le plus de ce point, elle accorde une grande importance à la communication de manière générale et, en particulier, entre évaluateur et gestionnaire, ils ont des rôles complémentaires et interactifs.

Prenons l'exemple des décisions relatives à la mise en place de l'évaluation telles que la définition des moyens financiers et humains nécessaires, la détermination du périmètre d'étude et les objectifs à atteindre qui constituent des étapes essentielles de l'évaluation.

Pour l'US EPA [2], cette étape est conduite par l'évaluateur et le gestionnaire voire même d'autres acteurs susceptibles d'apporter un point de vue social par exemple.

Pour le Québec [5], cette étape (la planification) est gérée par une équipe de gestion, l'évaluateur n'intervient pas encore à ce stade.

Les méthodes australienne [4] et du Royaume-Uni [3] sont moins précises à ce sujet. Par contre, pour l'Australie, le rôle essentiel attribué au gestionnaire est la prise de décision relative à l'acceptabilité du risque estimé, c'est à lui que revient la charge de poursuivre ou non l'ERE et de mettre en place des mesures de gestion appropriées.

☞ Le point de vue des personnes interrogées:

Pour les bureaux d'étude, l'évaluateur doit être un ingénieur écologue pour les connaissances en écologie (fonctionnement des écosystèmes et des organismes) avec de solides expériences et/ou formations sur les aspects industriels. Les structures dans lesquelles les évaluateurs peuvent figurer sont les BE, les universités, les entreprises elles-mêmes.

L'évaluateur devra avoir des compétences écotoxicologiques, en faune/flore ainsi que des compétences naturalistes (transversalité).

Concernant l'administration, la DIREN semble adapter pour apprécier ce type d'étude bien qu'à l'heure actuelle, ces études soient ordonnées par la DRIRE.

☞ *Ce qu'il est possible d'en déduire :*

LE ROLE DES DIFFERENTS ACTEURS



Le gestionnaire a un pouvoir décisionnel car c'est lui qui, en connaissance de l'ensemble des facteurs d'influence de risque, peut objectivement décider des mesures à prendre.

L'évaluateur apporte la justification technique et scientifique des décisions prises. Ils ont donc des rôles complémentaires, notamment lors de l'étape où sera définie le périmètre de l'étude, les moyens humains et financiers, les grands objectifs, phase déterminante au bon déroulement de toute l'évaluation.

LE PROFIL DES ACTEURS



Pour les évaluateurs, des notions d'écologie et d'écotoxicologie appliquées semblent indispensables.

Pour les gestionnaires, il s'agit essentiellement d'avoir une vision globale de la gestion du risque afin de pouvoir en intégrer toutes les composantes et appliquer la solution la plus appropriée au contexte du site à l'étude.

En ce qui concerne, **les autorités compétentes de l'État**, elles doivent pouvoir juger de la qualité de l'ERE ainsi que de la pertinence des décisions de gestion prises. Parallèlement, elles peuvent aussi avoir un rôle de conseil auprès des évaluateurs et/ou des gestionnaires. Ces deux remarques suggèrent un niveau de qualification semblable à celui des évaluateurs et des gestionnaires pour les agents de l'État.



Les évaluateurs et gestionnaires ont des rôles **interactifs**. Par contre, il ne doit pas y avoir de dépendance vis-à-vis de l'un ou de l'autre. Par exemple, le gestionnaire ne doit pas imposer des limites temporelles et/ou financières trop restrictives, c'est-à-dire qui nuirait considérablement à la qualité et la pertinence de mise en œuvre de l'ERE. De son côté, l'évaluateur doit prendre en considération les besoins et attentes du gestionnaire afin de conduire une évaluation des risques écologiques cohérente avec les objectifs de gestion du site et/ou de l'ouvrage à l'étude.

Comment définir les limites de l'évaluation des risques écologiques ?

☞ Ce que proposent les méthodes étudiées :

La prise en compte de l'échelle spatiale est un point important que souligne l'ensemble des méthodes. Par contre, les méthodes globales d'évaluation ne décrivent que très sommairement la manière de déterminer les limites spatiales de l'étude.

Pour le CEAEQ [5], les limites spatiales sont définies par l'équipe de gestion au cours de la phase de planification et l'écosystème à risque est identifié lors de la définition de la problématique.

Pour l'US EPA [2], la variabilité spatiale est considérée notamment au cours de la caractérisation de l'exposition et des effets. Par contre, il y a peu d'indications pratiques sur la méthode employée.

En ce qui concerne le Royaume-Uni [3], le périmètre est apprécié à partir du schéma conceptuel du site.

Les méthodologies spécifiques à une substance sont des cas particuliers. Le TGD [10] et le guide méthodologique d'évaluation environnementale des produits phytopharmaceutiques [9] sont des approches par substance qui permettent d'autoriser ou non la mise sur le marché de substances à l'échelle européenne. L'évaluation des risques est donc conduite sur un écosystème générique standard sensé représenter l'écosystème européen.

Les méthodologies du CETMEF [8] et de l'ADEME [7] sont des approches par matrice. Pour la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de matériaux de stockage, les limites de site sont définies par la zone d'influence de l'ouvrage (prise en compte de voies de transfert). Pour la méthode d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage du CETMEF [8], les limites de l'étude correspondent aux limites du dépôt qui correspond soit à une gravière en eau, soit à un dépôt sur sol.

☞ ***Ce que pensent les personnes interrogées :***

Toutes les personnes interrogées s'accordent sur le fait que la définition des limites spatiales de l'étude doit être faite au cas par cas, en fonction :

- des polluants (zone d'influence du polluant) ;
- ou des écosystème alentours : leur valeurs et/ou les interactions possibles ;
- ou du principe de proportionnalité ;
- ou en fonction de l'usage futur du site.

De la même façon, l'ensemble des réponses semblent indiquer que, dans la majorité des cas, l'étude ne doit pas se limiter qu'au site.

☞ *Ce qu'il est possible d'en déduire :*

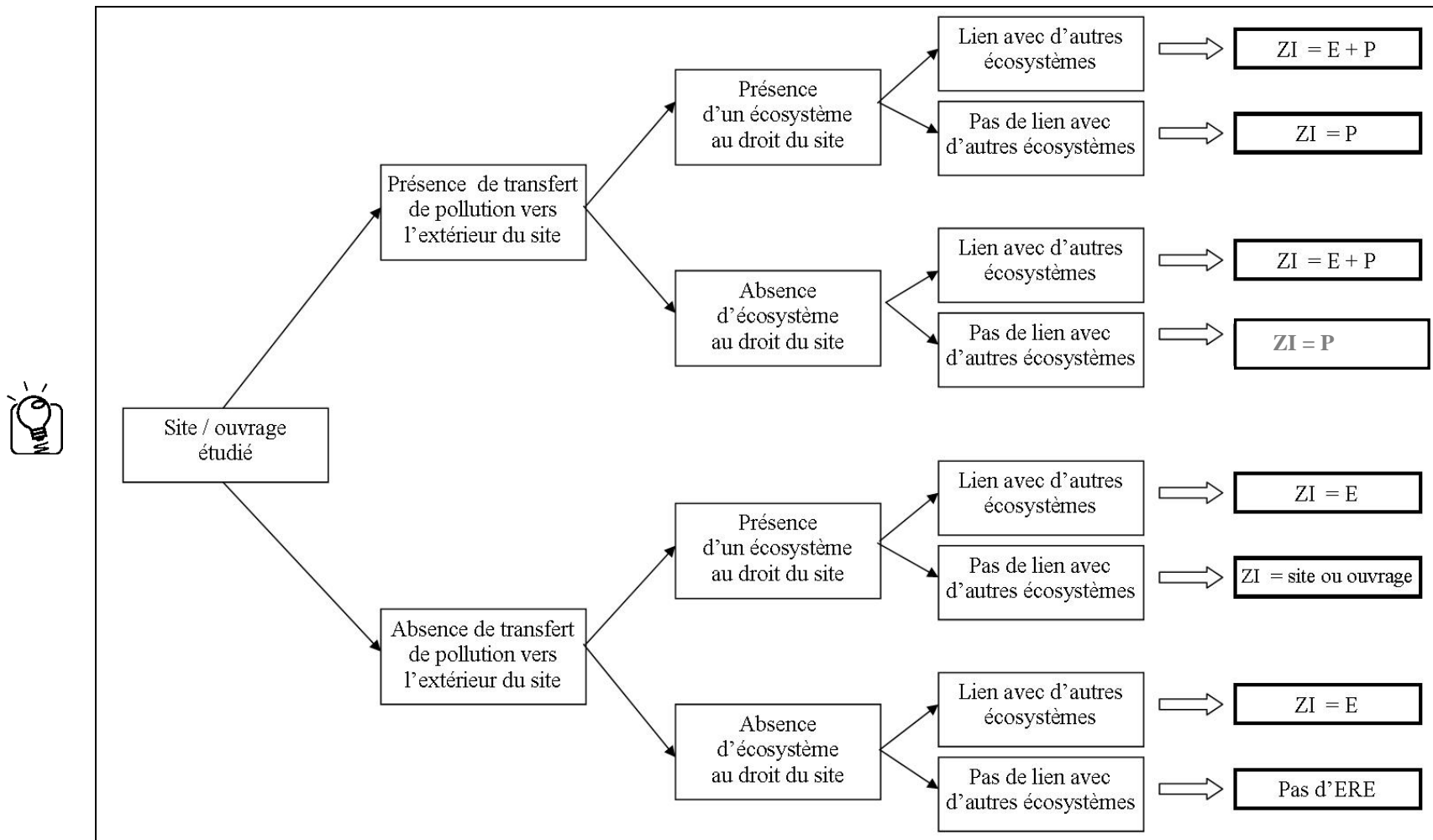


Figure 4 : Logigramme d'aide à la définition du périmètre d'étude (I.L.I.S. / RE.CO.R.D, 2005)

Légende de la figure 1 :

$ZI = E + P$	signifie que le périmètre de l'étude ou Zone d'Influence (ZI) est déterminé par l'écosystème et la pollution.
$ZI = E$	signifie que le périmètre de l'étude ou Zone d'Influence (ZI) est déterminé par l'écosystème
$ZI = P$	signifie que le périmètre de l'étude ou Zone d'Influence (ZI) est déterminé par la pollution
$ZI = \text{site ou ouvrage}$	signifie que le périmètre de l'étude ou Zone d'Influence (ZI) n'est déterminé ni par l'écosystème ni par la pollution donc par défaut on considère les limites de l'ouvrage ou du site.

En termes de protocole, ce logigramme signifie que la détermination des limites de l'étude nécessite de connaître :

- Les caractéristiques de l'élément perturbateur (exemple : pollution chimique) et ses voies de transferts physico-chimiques : transfert par l'eau, l'air, le sol... et les éventuelles formes des produits de transformation et/ou dégradation des substances identifiées ;
- L'écosystème présent : voir fiche « définir et identifier l'écosystème » ;
- Les liens potentiels entre les différents écosystèmes.

Comment caractériser le témoin d'une évaluation des risques écologiques ?

☞ Ce que proposent les méthodes étudiées :

Lors de l'étape 0 de l'approche TRIAD [6], il est précisé l'importance du choix d'un site témoin pour l'interprétation des résultats.

Ce site de référence est considéré comme étant utile à la compréhension des effets observés. En effet, les résultats observés dans la zone d'étude seront d'autant plus confirmés qu'aucun effet ne soit constaté dans la zone de référence, par la mise en œuvre du même test.

Pour la méthode du RU [3], la sélection du témoin intervient au niveau 1 de l'ERE. Pour cette méthode, il s'agit de sélectionner des sites de référence appropriés comme témoins du site contaminé. Ce témoin peut être un volume approprié de sol naturel avec les mêmes propriétés physico-chimiques que le sol contaminé [3]. Pour les niveaux supérieurs de l'ERE, il est recommandé d'utiliser un substrat ou sol standardisé (semblable à ceux généralement utilisés pour les tests de toxicité) comme témoin des bio-essais en respectant les organismes et les conditions du test.[3].



Le choix d'un site témoin comme base de comparaison des résultats nécessite donc certaines précautions.

☞ Ce que pensent les personnes interrogées :

Les caractéristiques citées sont les suivantes :

- Même caractéristique que le site étudié sans la pollution (5) ;
- À définir en fonction des objectifs de l'évaluation des risques écologiques (3) ;
- Site avant l'activité (2) ;
- Présence d'espèce susceptible d'interagir avec l'Homme ;
- Prise en compte de la variabilité spatio-temporelle.

☞ ***Ce qu'il est possible d'en déduire :***

La notion de point de référence pour l'écosystème est variable selon le contexte de l'étude et sa problématique.



On peut imaginer plusieurs types de référent :

- Un référent temporel : il correspondrait à l'écosystème avant l'installation de l'ouvrage ou de l'activité. Dans ce cas, il sera nécessaire de considérer la variabilité naturelle de l'écosystème au moment de la comparaison (sources d'incertitude).
- Un référent spatial : il correspondrait à l'écosystème situé à proximité immédiate du site ou de l'ouvrage et n'ayant pas ou peu subi d'anthropisation.
- Un référent temporel et spatial : combinaison de deux éléments proposés. Solution permettant de diminuer l'incertitude relative à la variabilité naturelle des écosystèmes.
- Un référent expérimental type mésocosme : reconstitution des conditions de terrain observés mais sans les facteurs de stress identifiés et connus ;
- Un référent intra site : il correspondrait à un endroit de l'écosystème intra site peu voire pas marqué par l'anthropisation.

Lorsque aucune des propositions précédentes n'est possible, on pourra envisager de créer le point de référent au moment de l'ERE afin d'autoriser une comparaison entre les conditions au moment de l'ERE et les conditions attendues par l'usage futur du site.

Comment l'usage influence l'ERE?

☞ Ce que proposent les méthodes étudiées :

Selon le guide EDR du Ministère de l'Environnement Français [16], « l'usage futur du site sera déterminant dans l'approche méthodologique envisagée. »

Pour la méthode Australienne [4], l'usage futur intervient au niveau de l'identification des valeurs écologiques à considérer dans l'ERE.

Pour l'US EPA [2], l'influence de l'usage futur sur l'ERE est supposée puisque l'ERE est basée sur la cohérence avec les objectifs de gestion.

Pour la méthode Québécoise [5], l'usage du site intervient dans la détermination du niveau de protection applicable. Ce niveau de protection correspond à la signification écologique de la réponse observée ou potentielle des récepteurs suite à leur exposition à l'agent de stress.

☞ Ce que pensent les personnes interrogées :

La majorité des interlocuteurs souligne l'importance d'une phase de définition de l'usage futur comme préconisé dans certaines méthodologies, notamment celles du Québec [5] et de l'Australie [4].

☞ Ce qu'il est possible d'en déduire :

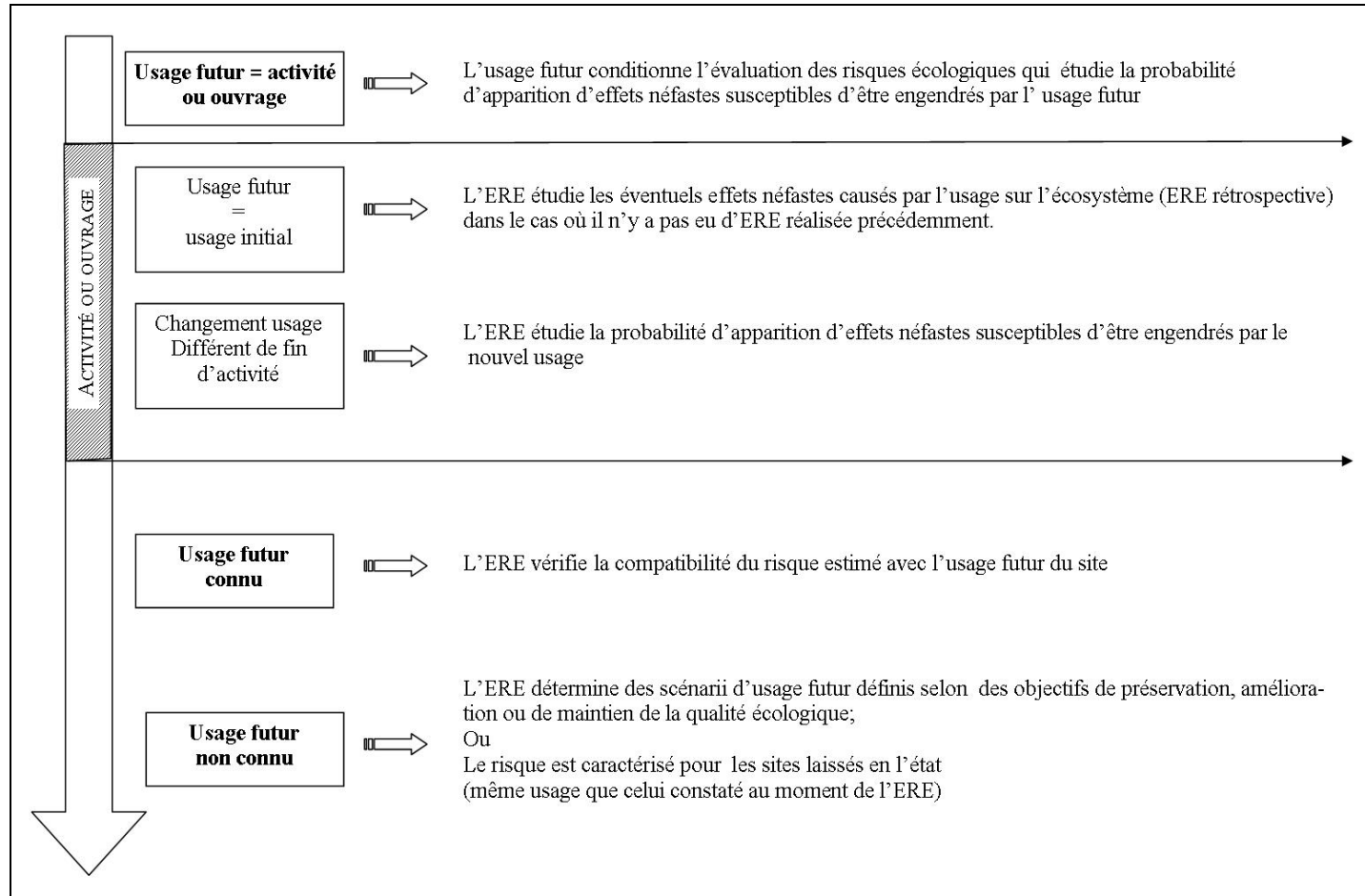


Figure 5 : Schéma illustrant l'influence de l'usage futur sur l'ERE (I.L.I.S / RE.CO.R.D., 2005)

2. L’EVALUATION DES RISQUES ECOLOGIQUES : LES ELEMENTS PRIMORDIAUX

Sur la base des informations mises en évidence par l’analyse bibliographique et les retours d’expérience, nous avons réalisé une synthèse des éléments essentiels à considérer et à définir lors d’une évaluation des risques écologiques.

2.1. Une phase précédant l’évaluation :

L’analyse bibliographique nous a permis de mettre en évidence un point commun à chaque méthode d’évaluation globale des risques écologiques. En effet, toutes présentent une phase qui précède l’évaluation des risques à proprement parler.

Cette phase a pour but principal de justifier la nécessité de réaliser ou non une évaluation des risques écologiques. Elle permet également de définir les objectifs de l’évaluation, les limites de l’étude et de déterminer les moyens humains, financiers, matériels nécessaires.

a) Les principaux objectifs de cette phase

Les principaux objectifs attribuables à cette phase sont :

- mettre au point une stratégie qui soit discutée puis validée par l’évaluateur, le gestionnaire et les autres parties intéressées par la gestion du risque [2]
- déterminer les raisons pour lesquelles une ERA doit être réalisée [4]
- fournir une opportunité de déterminer, de manière précoce, si le site présente une « nuisance significative » [3]
- définir l’objectif général de l’évaluation et identifier les besoins [5].

b) Les acteurs et leur niveau d’intervention

Comme le souligne la méthode de l’US EPA [2], il est avantageux que cette phase soit orchestrée à la fois par l’évaluateur et le gestionnaire.

Selon l’US EPA [2], le gestionnaire intervient pour la prise de décisions relatives aux objectifs de gestion, dans le choix des valeurs écologiques, considère les aspects juridiques et

le contexte général de l'évaluation, définit les ressources disponibles et enfin établit le niveau d'incertitude acceptable.

L'évaluateur définit l'échelle de l'évaluation, les critères d'effets, les caractéristiques de l'écosystème et notamment des récepteurs. Il renseigne sur les possibilités de réhabilitation (nature, durée de recouvrement...), sur la nature de la problématique : passé, présent, futur. Il précise les données et analyses disponibles et appropriées à la problématique et les contraintes potentielles de la mise en œuvre de l'évaluation.



L'intervention du gestionnaire ou de l'équipe de gestion se justifie par la nécessité de prendre en compte les aspects sociologiques, politiques et économiques, aspects essentiels au bon déroulement de cette phase. Il doit expliquer quelle est la problématique, pourquoi il réalise une ERE et les moyens financiers, humains, matériels qu'il peut mettre à disposition pour l'étude.



L'évaluateur explique le déroulement général d'une évaluation des risques écologiques, les grandes étapes, ses besoins en matière de données, de moyens financiers, humains et matériels.

c) Points essentiels à aborder et principales actions

L'analyse bibliographique des méthodes d'évaluation globale des risques écologiques nous a permis de mettre en évidence une liste (non exhaustive) des points essentiels à aborder lors de la phase précédant l'évaluation :

- le niveau de risque [2]
- la nécessité de réaliser ou non une évaluation des risques [2]
- les moyens de gestion à mettre en place pour diminuer ou prévenir le risque [2]
- le choix des espèces cibles [2]

Les principales actions de cette phase sont (liste non exhaustive)

- déterminer un schéma conceptuel du site décrivant ce que l'on sait sur le site [3]
- définir les limites géographiques du site [3], [2], [5]
- identifier les polluants potentiels, les vecteurs et les cibles potentiellement menacées [3]
- établir un consensus sur les besoins de gestion qui doivent être compatibles avec les besoins de gestion et des activités d'évaluation [5]
- définir le cadre de l'évaluation des risques pour les écosystèmes [5]
- définir les limites temporelles de l'évaluation [2], [5]
- définir les grands objectifs de gestion et l'objectif général de l'étude [2], [5]
- définir la problématique [2], [5]

d) L'avantage de cette phase

L'existence d'une phase qui précède l'évaluation et où il est défini la nécessité de réaliser ou non une ERE permet de juger de la pertinence de l'étude en fonction du contexte et de la problématique.



Pour le propriétaire, elle peut constituer un gain de temps et d'argent. En effet, il est possible que l'ERE s'en tienne à ce stade en évitant la mise en place d'investigations inappropriées et onéreuses. Elle peut également apporter au propriétaire de site la possibilité de concentrer son investissement sur des zones jugées problématiques et d'écartier par conséquent celles qui ne présentent, à priori, pas de problèmes particuliers.

Pour l'évaluateur, elle permet de définir le cadre de l'étude et de cibler les zones où il doit concentrer ses efforts d'investigations.

2.2. Les grandes phases de l'évaluation

2.2.1. La caractérisation du problème

Pour la majorité des personnes interrogées sur la définition de la source de l'évaluation des risques écologiques, la source et/ou le problème est en général perçu comme une pollution liée à l'activité industrielle.

Le fait que la plupart des méthodes globales d'évaluation des risques se soient focalisées sur ce type de problématique tend à prouver qu'il s'agit d'une tendance générale.

Il est possible de distinguer deux types de pollution [6], [8]:

- Une pollution « simple » correspond à un polluant ou groupe de polluant ayant le même effet caractérisant la pollution ;
- Une pollution « complexe » ou pollution « multiple » correspond à plusieurs polluants ou groupe de polluants caractérisant la pollution.



L'évaluation des risques ne sera pas conduite de la même manière selon le type de pollution en présence.

Par exemple, le cas d'une pollution « simple » où un polluant caractérise la pollution pourra être étudié selon une approche par substance. Alors que le cas d'une pollution complexe pourra être étudiée selon une approche par matrice et/ou écologique.



Cette distinction signifie également que l'effort d'investigation ne sera pas le même.

Pour les cas de pollution simple, des tests spécifiques seront réalisés. Alors que pour le cas d'une pollution complexe, une série de tests devra être conduite (principe de spécificité).

2.2.2. La caractérisation de l'écosystème

En plus de l'identification et de la définition de l'écosystème proposée dans la fiche « comment identifier et définir l'écosystème ? », la caractérisation de l'écosystème doit comporter une phase justifiant le choix des espèces et/ou entités cibles et le niveau d'organisation à considérer. En effet, pour une grande partie des méthodes étudiées, cette phase de caractérisation de l'écosystème se résume à l'identification des entités cibles.



Le **fonctionnement** globale de l'écosystème est rarement établi, ce qui *a priori* rend délicat le fait de mettre en évidence ces **dysfonctionnements**.

- a) Le choix des entités cibles pour les approches globales et les approches par matrice

D'une manière générale, les entités cibles doivent être considérées selon :

- leur signification ou leur pertinence écologique;
- les considérations sociologiques, économiques et/ou politiques ;
- leur pertinence avec les objectifs de gestion ;
- l'usage du site [4].

- *La signification écologique*

Pour les personnes interrogées dans le cadre de cette étude, l'importance d'une espèce est relative à son rôle dans le fonctionnement de l'écosystème.

De même, la valeur d'une espèce dépend en premier lieu de sa valeur écologique (rôle dans l'écosystème), puis de sa valeur patrimoniale (notion de rareté et de protection), les autres critères tels que la valeur esthétique, sociale ne viennent qu'en dernier lieu.

L'analyse bibliographique a mis en évidence que la valeur écologique d'une espèce et/ou d'en entité écologique est très souvent appréciée en fonction de sa valeur patrimoniale (degré de rareté, statut de protection) notamment en raison de la réglementation existante concernant les espèces et les habitats protégés.



Bien qu'il soit nécessaire de prendre en compte le degré de rareté ou le statut de protection d'une espèce, il est insuffisant de s'en tenir à ce critère pour apprécier la valeur écologique d'une espèce et/ou d'une entité.

L'importance d'une entité doit être appréciée également en fonction de son rôle dans le fonctionnement et la structure de l'écosystème.

- *Les considérations sociologiques, économiques et/ou politiques*

La valeur sociologique d'une espèce doit être considérée dans la mesure où elle traduit soit un sentiment d'attachement, soit un confort esthétique (amélioration du paysage), et/ou parce qu'elle reflète l'histoire du site, de la région...



Malgré l'importance de ce type de considérations, dans la réalité, il est compliqué de juger de l'importance d'une espèce et/ou d'une entité sur des critères aussi subjectifs. En effet, comme le souligne l'US EPA, « professionnels » et « public » ne sont jamais d'accord sur les éléments les plus importants dans le fonctionnement de l'écosystème.

- *L'usage du site [4]*

L'usage du site doit être considéré dans la détermination de la valeur écologique d'une espèce car une espèce peut, *a priori*, avoir une faible valeur écologique dans l'écosystème actuel et peut tout de même jouer un rôle essentiel dans l'écosystème à venir que ce dernier soit artificiel ou 'naturel'. (voir fiche « Influence de l'usage sur l'ERE »)

b) Proposition d'une démarche d'identification des entités cibles

Cette démarche, tirée de la méthode québécoise, est la suivante :

1. Elaboration de la liste des espèces représentatives,
2. Identification des voies d'exposition pertinentes
3. Vérification de l'existence d'un contact possible entre l'agent stressant et l'entité biologique et écologique

Lorsque l'existence d'un contact est démontrée alors l'entité est considérée comme un récepteur ou une cible.



Quelques précautions sont à prendre lors de la mise en application de cette démarche.

En effet, bien que l'application de ce schéma soit probablement justifiée dans de nombreux cas d'étude, il faut tout de même garder à l'esprit la possibilité que la source puisse être un facteur d'évitement pour une ou plusieurs espèces et que, dans ce cas, le schéma source-vecteur-cible ne s'applique pas.

c) La représentativité des entités cibles

Comme le précise la méthode québécoise, les récepteurs peuvent être identifiés sur une base spécifique mais il est rarement possible ou utile d'identifier toutes les espèces potentiellement présentes sur le terrain.



La liste des espèces présentes sur le terrain doit être représentative et regrouper des espèces ou taxons représentatifs des principaux niveaux trophiques présents ainsi que les entités visées par l'équipe de gestion lors de la planification.

Toutefois, il convient de préciser que la notion de non exhaustivité doit être employée avec beaucoup de précaution.

L'évaluateur semble être la personne la plus appropriée pour remplir cette tâche, car il pourra estimer, en toute objectivité, quelles sont les espèces les plus représentatives de l'écosystème.

d) Le niveau d'organisation à considérer

Le retour d'expérience a mis en évidence une considération des hauts niveaux d'organisation de l'écosystème pour évaluer les risques écologiques.

Ce sont majoritairement les populations, les communautés voire les écosystèmes qui ont été retenus même s'il est très souvent souligné qu'il s'agit de paramètres qui doivent être définis

selon la problématique et qui sont variables selon « *les cas d'études, selon les limites de l'étude et selon l'adaptation de l'écosystème* ».

L'analyse bibliographique met en évidence une variabilité du niveau d'organisation considéré d'une méthode à l'autre.

La méthode québécoise propose la démarche suivante pour choisir un niveau d'organisation pertinent:

- Dans une situation où l'objectif principal est la protection de la diversité écologique, le niveau d'organisation requis est l'individu.
- Pour les autres cas, le niveau d'organisation requis est soit la communauté, soit la population.

e) Le cas particulier des approches par substance

L'approche par substance de l'évaluation des risques environnementaux soulève un certain nombre de difficultés parmi lesquelles le choix des espèces à tester, le choix de « l'environnement » sur lequel les tests vont être réalisés.

Le fait de considérer un environnement standard nécessite l'application de facteurs de sécurité, d'extrapolation... tous ces paramètres sont des sources d'incertitude importantes qui peuvent diminuer la fiabilité de l'étude réalisée.

En application du principe de précaution, il est souvent défini « un pire cas vraisemblable » et les calculs de risque sont effectués selon cette hypothèse. Est-il possible d'envisager de conduire l'évaluation des risques d'une substance à partir de l'environnement considéré comme le plus sensible à l'échelle européenne ? Il est évident que les conditions de mise sur le marché seront alors plus restrictives qu'avec la démarche proposée mais en terme de protection environnementale, on peut se demander si elle ne représenterait pas une hypothèse plus adaptée.

En ce qui concerne le choix des espèces à tester, il est courant d'avoir recours à des tests normalisés pour lesquels les espèces sont prédéfinies. On peut s'interroger sur la représentativité de ces espèces, notamment pour une étude réalisée à une échelle aussi vaste que celle de l'Europe.

Deux axes de réflexion concernant le choix des espèces « représentatives des écosystèmes européens » peuvent être proposés :



- Définir pour chaque grand type d'écosystème européen (agrosystème, écosystème fluviale, écosystème forestier...), une liste des espèces les plus représentées pour au moins un producteur primaire, un consommateur primaire, un décomposeur et éventuellement, pour faire le lien avec l'évaluation des risques pour la santé humaine, un consommateur secondaire consommé par l'Homme. À défaut d'être exhaustive, cette démarche pourrait bénéficier d'une relative représentativité des espèces susceptibles d'être exposées à la substance étudiée.
- Définir pour chaque grand type d'écosystème européen (agrosystème, écosystème fluvial, écosystème forestier...), une liste des espèces considérées comme les plus sensibles pour au moins un producteur primaire, un consommateur primaire, un décomposeur et éventuellement, pour faire le lien avec l'évaluation des risques pour la santé humaine, un consommateur secondaire consommé par l'Homme. Cette démarche est probablement moins représentative que la précédente mais elle est en accord avec le principe de précaution précédemment cité, à savoir l'hypothèse d'un scénario vraisemblablement pessimiste.

2.2.3. La caractérisation de l'exposition

a) Principes

L'étude des transferts de la source de contamination est une étape essentielle à la caractérisation de l'exposition. Ce transfert peut être direct ou indirecte, long terme ou court terme, aigu ou diffus, ...

La notion de transformation des contaminants est importante car les contaminants ne réagissent pas de la même manière selon le compartiment environnemental dans lequel il se trouve. Il est possible, et c'est d'ailleurs très souvent le cas, que le produit de transformation d'une substance soit plus nocif que le produit à la base.

C'est pour ces deux raisons que la caractérisation l'exposition doit donc tenir compte des aspects transfert et transformation pour être optimale.

Le cas particuliers où la source est un facteur d'évitement

Lorsque la source est un facteur d'évitement, cas de certaines substances phytopharmaceutiques, elle ne constitue pas forcément un danger pour l'espèce puisqu'il n'y a pas d'exposition, de contact à proprement parler.



Cependant, cette source peut être à l'origine d'effets néfastes sur l'écosystème : « *en raison de la présence du facteur d'évitement, l'espèce n'a plus accès à sa source d'alimentation et les conséquences peuvent être importantes notamment s'il s'agit de sa principale source de nourriture : soit il modifie son régime alimentaire et entraîne par conséquent des déséquilibres dans le fonctionnement de l'écosystème, soit il disparaît de la zone.* »

Ainsi le schéma source-vecteur-cible n'est pas toujours applicable dans le cadre d'une évaluation des risques écologiques.

b) Les facteurs de variabilité de l'exposition

L'étude de l'exposition doit considérer la variabilité de l'exposition en fonction des critères suivants :

- le facteur temps (exposition passée, présente, future) ;
- l'intensité ;
- la fréquence ;
- le lieu ;
- le type de contact (direct ou indirect) ;
- les propriétés de l'élément qui est mis en contact ;
- Les caractéristiques des cibles ;
- Les caractéristiques abiotiques ;
- Les caractéristiques de l'écosystème.

Influence du milieu

Le milieu est prépondérant dans l'évolution de l'écosystème. En effet, le milieu (substrat) et la niche écologique qu'ils forment conditionnent l'installation des espèces.

Ainsi, prenons l'exemple d'un milieu calcaire sur lequel se développent des communautés végétales composées d'espèces dites « calcicoles ». Si le pH de ce milieu était diminué, les espèces calcicoles disparaîtraient entraînant irrémédiablement un changement des communautés présentes et au final un changement de l'écosystème.



L'étude seule de la biodisponibilité ne permet pas de caractériser ce type d'évolution d'où la nécessité de l'étude *in situ*.

Le type de réflexion menée précédemment requiert un bon niveau de connaissance en écologie fondamentale. Les investigations à conduire, dans ce cas, sont des inventaires faune/flore (l'étude des communautés végétales peut permettre la détermination des caractéristiques géophysiques dominantes du milieu) et/ou des études pédologiques ou géochimiques du milieu (ces données pourraient permettre de déterminer les communautés susceptibles d'être observés sur le milieu étudié).



Il est important de considérer les interactions espèces - milieu et les interactions espèces – espèces lors d'une évaluation des risques écologiques.

c) L'influence de la période et de la durée d'exposition

Les effets d'un produit chimique ne s'expriment pas forcément à la même intensité et/ou de manière continue au cours de son cycle de vie, estimer l'exposition sur toute la période de vie du produit permet de se rapprocher des conditions réelles d'exposition et de diminuer l'incertitude.

Dans le cadre de l'évaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques, il est préconisé d'appliquer le produit au printemps/été, période correspondant à une phase de croissance des communautés.

Le choix d'une période où les communautés sont les plus sensibles permet d'être en accord avec le principe de précaution.

D'une manière générale, la période d'étude exerce une certaine influence sur les résultats des investigations menées, elle doit donc être considérée au moment du déclenchement d'une évaluation des risques écologiques.



Dans la pratique, la durée d'une évaluation des risques écologiques est variable et, d'après notre retour d'expérience⁴, elle se situe entre 6 et 8 mois en France. Dans ce contexte, une ERE devant mettre en œuvre des inventaires floristiques devra se dérouler au cours d'une saison propice à l'observation de la flore, ce qui exclut la période hivernale. Par contre, pour les oiseaux, il peut y avoir un intérêt à inventorier durant la période hivernale, en raison des espèces d'oiseaux dites « hivernantes ».

Lors du déclenchement d'une évaluation des risques écologiques, les conditions de terrain, y compris la période d'investigations, devront être considérées par l'évaluateur afin de formuler des hypothèses de travail cohérentes avec la faisabilité des investigations envisagées.

⁴ Retour des questionnaires

d) L'exposition indirecte

Il est important de considérer les sources de stress secondaires car ils peuvent avoir des effets néfastes sur l'écosystème cependant, ils peuvent être difficile à détecter, c'est pourquoi il est nécessaire d'avoir un bon niveau de connaissance à la fois sur les espèces qui composent l'écosystème et sur le milieu physico-chimique dans lequel ils vivent.

On peut citer en particuliers, les connaissances sur les interactions chimiques, les effets écotoxicologiques potentiels des éventuels polluants présents, le potentiel de bioaccumulation de certaines espèces...

- *Les phénomènes d'accumulation*

Le phénomène d'accumulation au sein des organismes est un facteur à considérer dans l'évaluation de l'exposition, un certain nombre d'espèces présentent la particularité de stocker, en grande partie dans les tissus adipeux, des concentrations importantes d'une substance soit en raison d'un contact direct avec la substance soit par ingestion de nourriture contaminée. Les effets relatifs à ce phénomène peuvent avoir des conséquences néfastes importantes sur la chaîne alimentaire et notamment pour les espèces de « haut de chaîne » à cause du phénomène d'amplification.

- *L'exposition aux produits de transformation et/ou de dégradation des substances*

Les produits de dégradation des produits chimiques sont très souvent plus nocifs que le produit à la base. C'est pourquoi la notion de transformation des produits chimiques est importante car les produits ne réagiront pas de la même manière selon les conditions, notamment aérobie ou anaérobie, dans lesquelles ils se trouvent.

2.2.4. La caractérisation des effets

Dans la plupart des méthodes d'évaluation globale des risques, la caractérisation des effets correspond notamment à l'identification des critères d'effets.

Cette identification a pour objectif de déterminer, pour chaque récepteur, le type de réponse pouvant être associé à l'exposition à l'agent stressant [5].

a) Les principaux critères d'effets [3]

Selon l'Agence de l'Environnement du Royaume-Uni [3], les principaux critères d'effets (assessment endpoints) sont :

- la mortalité.
- la reproduction ;
- la croissance ;
- le développement ;
- les activités ;
- les lésions ;
- les changements physiologiques ;
- la respiration ;
- la contribution à la décomposition ;
- l'adaptation génétique ;

La méthode québécoise propose la démarche suivante pour identifier les réponses écotoxicologiques appréhendées en fonction du niveau d'organisation :

- Individu : survie et reproduction
- Population : abondance
- Communauté : biomasse, composition et fonction

b) Prise en compte des phénomènes d'accumulation

Les phénomènes d'accumulation biologique sont à considérer lorsque l'on évalue l'effet d'une substance sur un être vivant.



La mesure de la mobilité des éléments dans le substrat est régie par les analyses physico-chimiques, ces dernières permettent de calculer la concentration d'une substance dans un milieu (sol, air, eau) alors que l'analyse de la bioaccumulation permet de connaître la concentration de la substance absorbée par l'être vivant.

c) Les relations de causalité [2]

L'USEPA propose d'établir des relations de cause à effet grâce aux observations évidentes sur le terrain et aux données expérimentales.

Les critères généraux de causalité sont :

- *critères forts*
 - faits prévisibles
 - démonstration d'une relation dose-effet
 - uniformité d'une association
- *critères fournissant une base de rejet*
 - contradiction dans une association
 - incompatibilité temporelle
 - pas de compatibilité entre l'observation et le test
- *autres :*
 - spécificité d'une association
 - plausibilité théorique et biologique

2.2.5. La caractérisation du risque

L'estimation du risque peut se faire à partir de méthodes qualitatives et quantitatives.

a) Les méthodes qualitatives

Les méthodes qualitatives :

- Des résultats des observations de terrains [6], [2]
- Des ratios [2], [3], [5], [8], [10], [9]
- Des relations dose - effets [2], [6]
- D'une comparaison intégrant la variabilité de l'exposition et/ou des effets [2].

Il est possible de décliner différentes catégories de risque établies à partir du jugement professionnel et de techniques d'évaluation qualitative :

- existence ou non ;
- faible, moyen, grand.

• *Les ratios ou quotients de risque*

Ils expriment le niveau d'exposition en fonction du niveau des effets.

Ils s'appliquent lorsqu'il y a suffisamment de données pour quantifier les expositions et estimer les effets. Ils sont couramment employés pour les agents de stress chimiques ou lorsque les référents ou les valeurs seuils de toxicité sont largement disponibles ou encore pour intégrer les risques de plusieurs agents de stress chimiques [2].

Les évaluateurs et les gestionnaires sont, en général, familiers avec cette méthode simple et rapide [2].

Ils présentent les avantages suivants [2] :

- simples ;
- rapides d'utilisation ;
- familiers pour les évaluateurs comme pour les gestionnaires.

Et les inconvénients suivants [2] :

- pas suffisant pour connaître l'évolution quantitative du risque ;
- pas forcément appropriée pour prévoir les effets secondaires ;
- souvent, ne prend pas explicitement en compte l'incertitude.

- *Les relations dose-effet*

Elles permettent d'examiner le risque pour différents niveaux d'exposition.

Elles présentent les avantages suivants [2] :

- l'incertitude peut être intégrée en calculant les limites de l'incertitude de l'estimation de la réponse au stress ou de l'exposition ;
- comparaison de l'exposition à la courbe dose-effet rend possible la prévision du risque.

- *Comparaison intégrant la variabilité de l'exposition et/ou des effets [2]*

La variabilité de l'exposition peut être utilisée pour estimer le risque d'individus d'une même population modérément ou fortement exposé.

La variabilité des effets peut être utilisée pour estimer le risque sur des individus moyens ou sensibles d'une même population.

Cette méthode présente l'avantage de pouvoir prévoir l'amplitude et la probabilité que les effets de différents scénarii d'exposition puissent fournir un moyen de comparer les différentes options de gestion.

Par contre, il se dégage les inconvénients suivants :

- faible probabilité que toute la gamme de variabilité des données de l'exposition et des effets soit correctement représentée ;
- effets secondaires ne sont pas vraiment pris en compte ;
- il est préférable de corroborer le risque estimé.

- *Les modèles de processus [2]*

Ce sont des expressions mathématiques qui représentent notre compréhension de l'opération mécaniste d'un système évalué.

b) Les méthodes quantitatives

Il s'agit des méthodes mécanistes, empiriques et expérimentales [5].

- *Méthode empirique*

Elles font référence aux analyses directes sur les données disponibles ou à l'utilisation de procédures strictement statistiques.

Les relations quantitatives établies entre l'agent stresser et la réponse permettent une estimation du risque à laquelle est associée à 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.

- *Méthode mécaniste*

Elles se basent sur la représentation mathématique de mécanismes chimiques et biologiques permettant de simuler les processus écologiques et toxicologiques de manière à traduire un stress mesuré ou observé en réponse. Deux catégories de modèles mécanistes de simulation sont principalement utilisées en ERE : les modèles de population et les modèles multi spécifiques.

- *Méthode expérimentale*

Ces méthodes réfèrent aux études utilisant des écosystèmes artificiels pour mesurer la réponse d'un récepteur soumis à un stress. L'avantage est la possibilité de suivre l'agent stresser 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.

2.3. La construction méthodologique

En ce qui concerne les méthodologies globales d'évaluation des risques écologiques, on distingue trois types de construction méthodologique :

- les constructions progressives : Guidelines for ERA (USEPA) [2] ; méthode d'écocompatibilité des déchets(ADEME) [7]
- les constructions par étapes : ERA (EA UK) [3], Guideline on ERA (NEPC Australia) [4]
- les constructions situées à l'interface entre ces deux types de construction : Procédure d'évaluation des risques écotoxicologiques pour la réhabilitation des terrains contaminés (CEAEQ) [5], méthode du CETMEF [8].

a) L'avantage des méthodes itératives

D'une manière générale, les méthodologies itératives permettent de respecter le principe de proportionnalité qui est des quatre principes de base de la politique nationale de gestion et d'évaluation des sites en France.

Ces méthodologies permettent :

- d'identifier de manière précoce la nécessité ou non de réaliser une évaluation des risques pour les écosystèmes ;
- de concentrer les efforts d'investigations sur des zones jugées problématiques ;
- de juger de la nécessité de réaliser ou non des investigations supplémentaires, sur la base du risque estimé à chaque niveau ou étape de l'évaluation.

L'efficacité de ce type de démarche dépend largement de l'évaluateur car c'est à lui de diagnostiquer correctement le site à l'étude.



L'un des scientifiques interrogés nous a confié que les méthodes par étapes n'étaient visiblement pas très fonctionnelles (retour d'expérience des québécois) même si ce sont, selon lui, les méthodes les plus riches.

b) L'influence de la période d'étude sur l'ordre des étapes d'une évaluation

La démarche triad développée dans le guide de caractérisation des sédiments [6] met en œuvre une série de techniques dont l'ordre peut varier en fonction de la période d'étude.

D'une manière générale, la période d'étude exerce une certaine influence sur les résultats des investigations menées, elle doit donc être considérée au moment du déclenchement d'une évaluation des risques écologiques.

Dans la pratique, la durée d'une évaluation des risques écologiques est variable et, d'après notre retour d'expérience⁵, elle se situe entre 6 et 8 mois en France. Dans ce contexte, une ERE devant mettre en œuvre des inventaires floristiques devra se dérouler au cours d'une saison propice à l'observation de la flore, ce qui exclut la période hivernale. Par contre, pour les oiseaux, il peut y avoir un intérêt à inventorier durant la période hivernale, en raison des espèces d'oiseaux dites « hivernantes ».



Lors du déclenchement d'une évaluation des risques écologiques, les conditions de terrain, y compris la période d'investigations, devront être considérées par l'évaluateur afin de formuler des hypothèses de travail cohérentes avec la faisabilité des investigations envisagées.

c) Bilan schématique des constructions méthodologiques

Un regroupement des représentations schématiques des méthodologies en fonction de leur approche permet de comparer l'enchaînement des principales phases de l'évaluation et donc de comparer des différents types de construction méthodologique : progressive et/ou par étapes.

⁵ Retour des questionnaires

REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES METHODOLOGIES D'APPROCHE GLOBALE

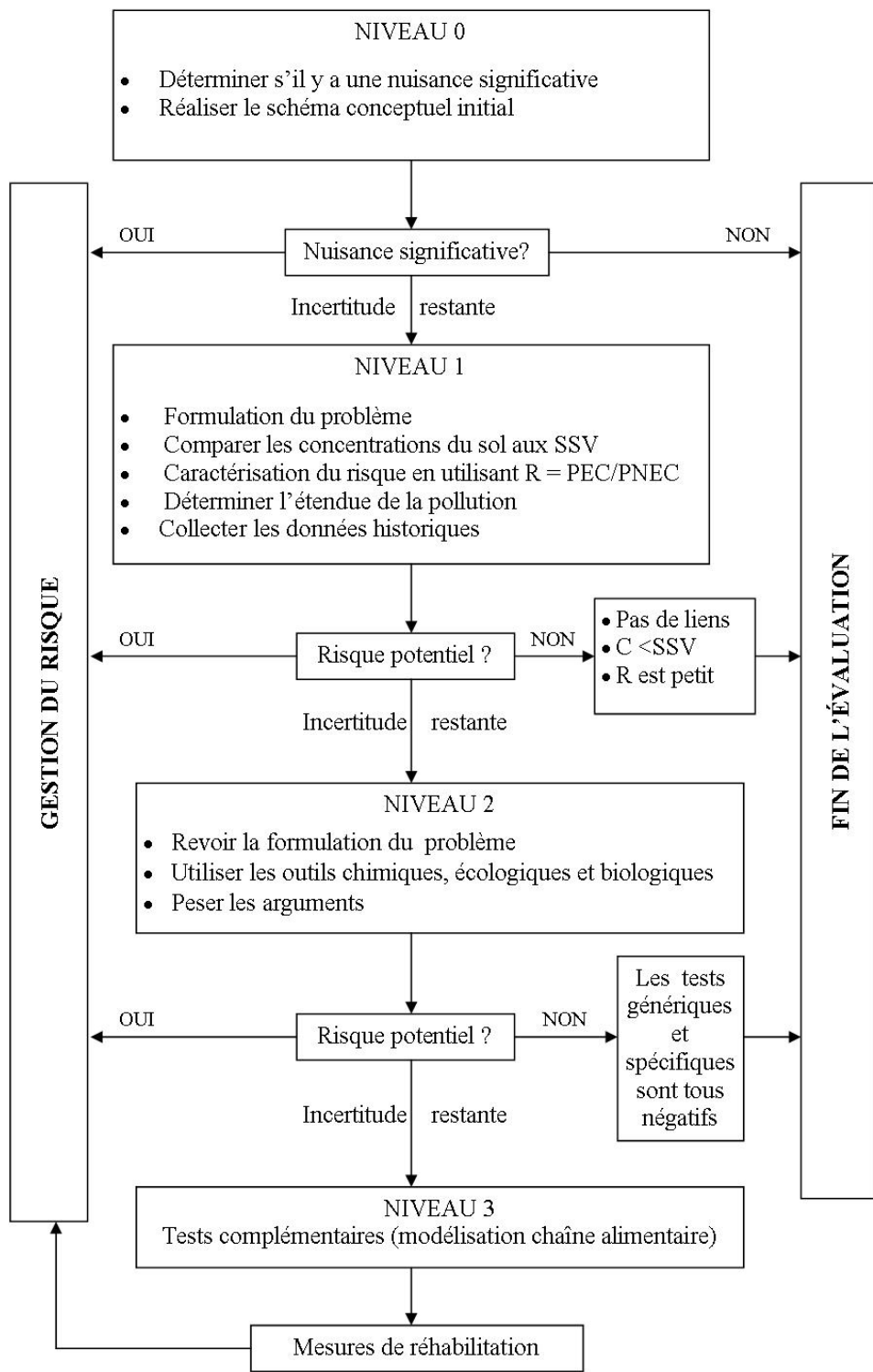


Figure 11 : ERA (EA UK)

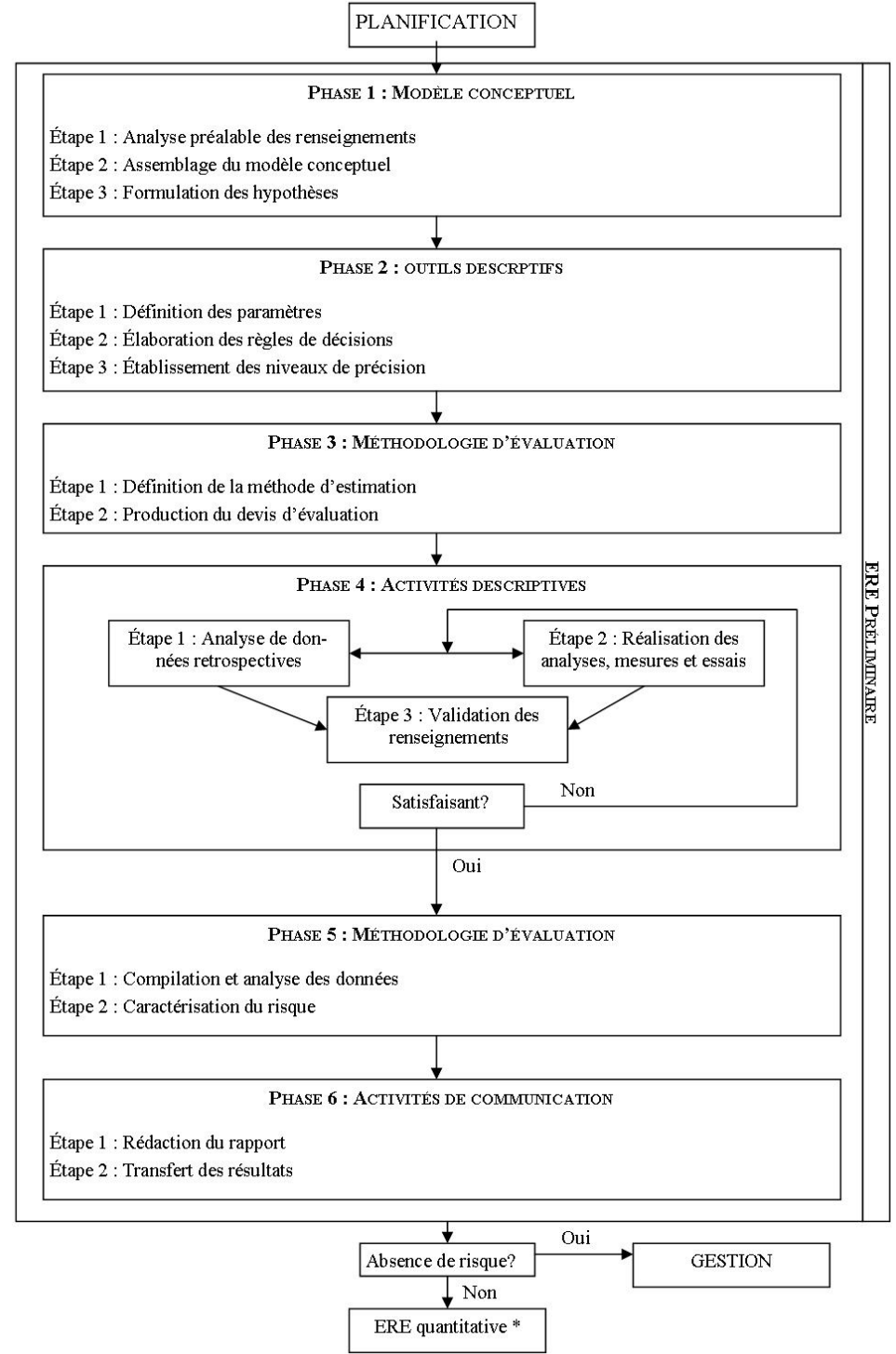


Figure 12 : Procédure d'évaluation des risques écotoxicologiques des terrains contaminés

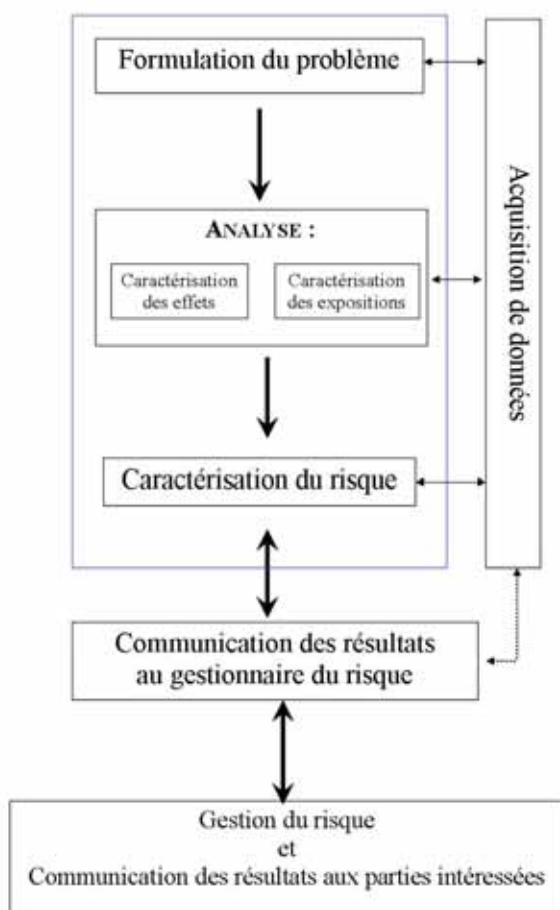


Figure 13 : Guideline on ERA, US EPA, 1998

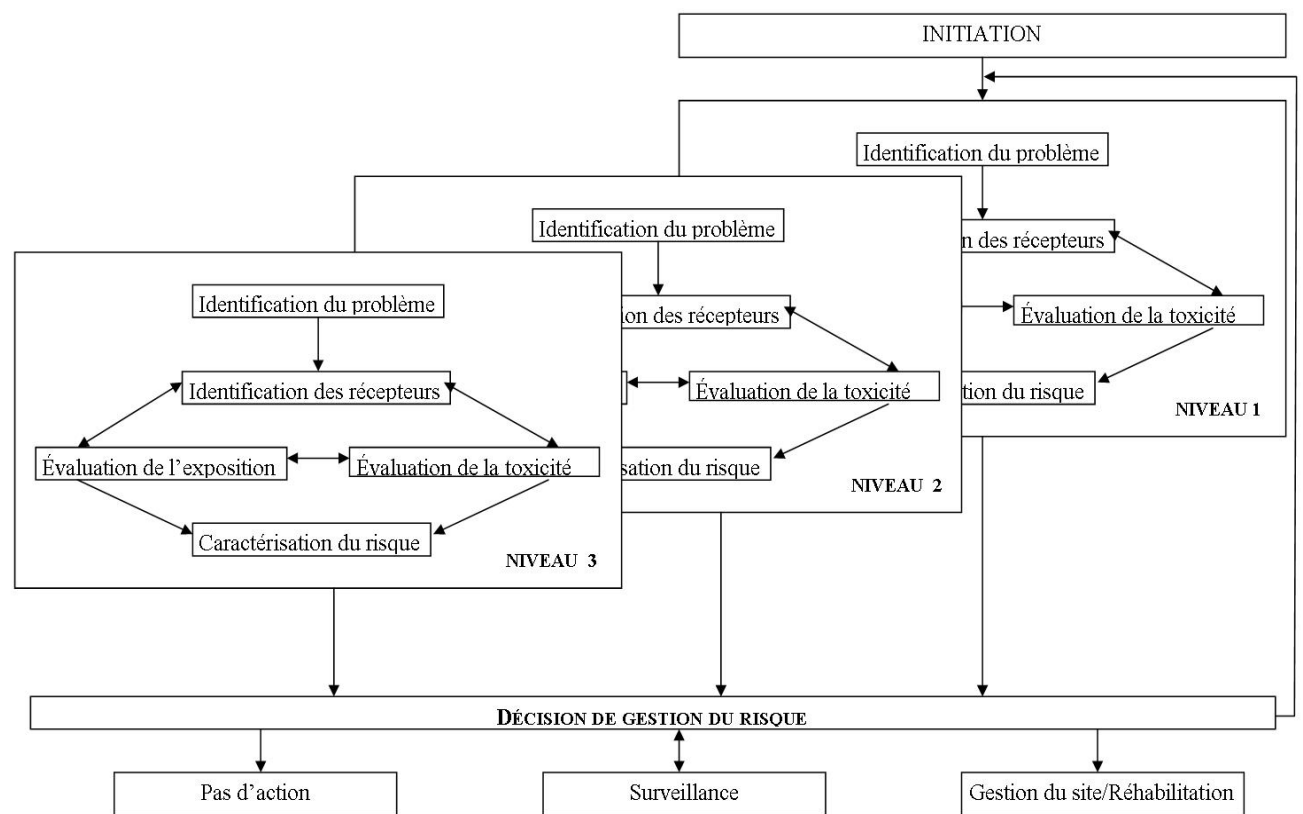


Figure 14 : Guidelines on ERA, NEPC, 2003

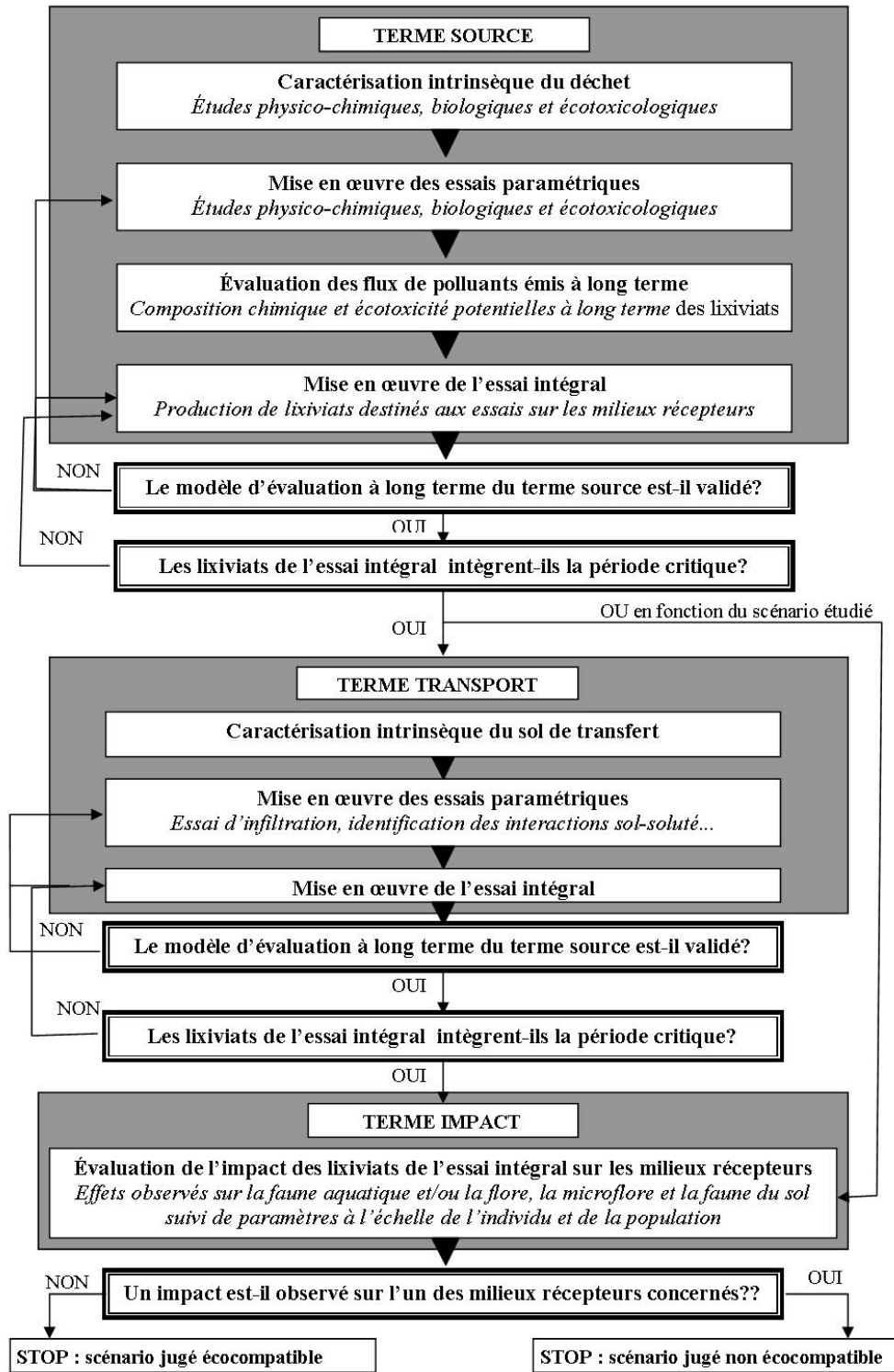


Figure 15
Représentation schématique de la méthode de l'écocompatibilité [7]

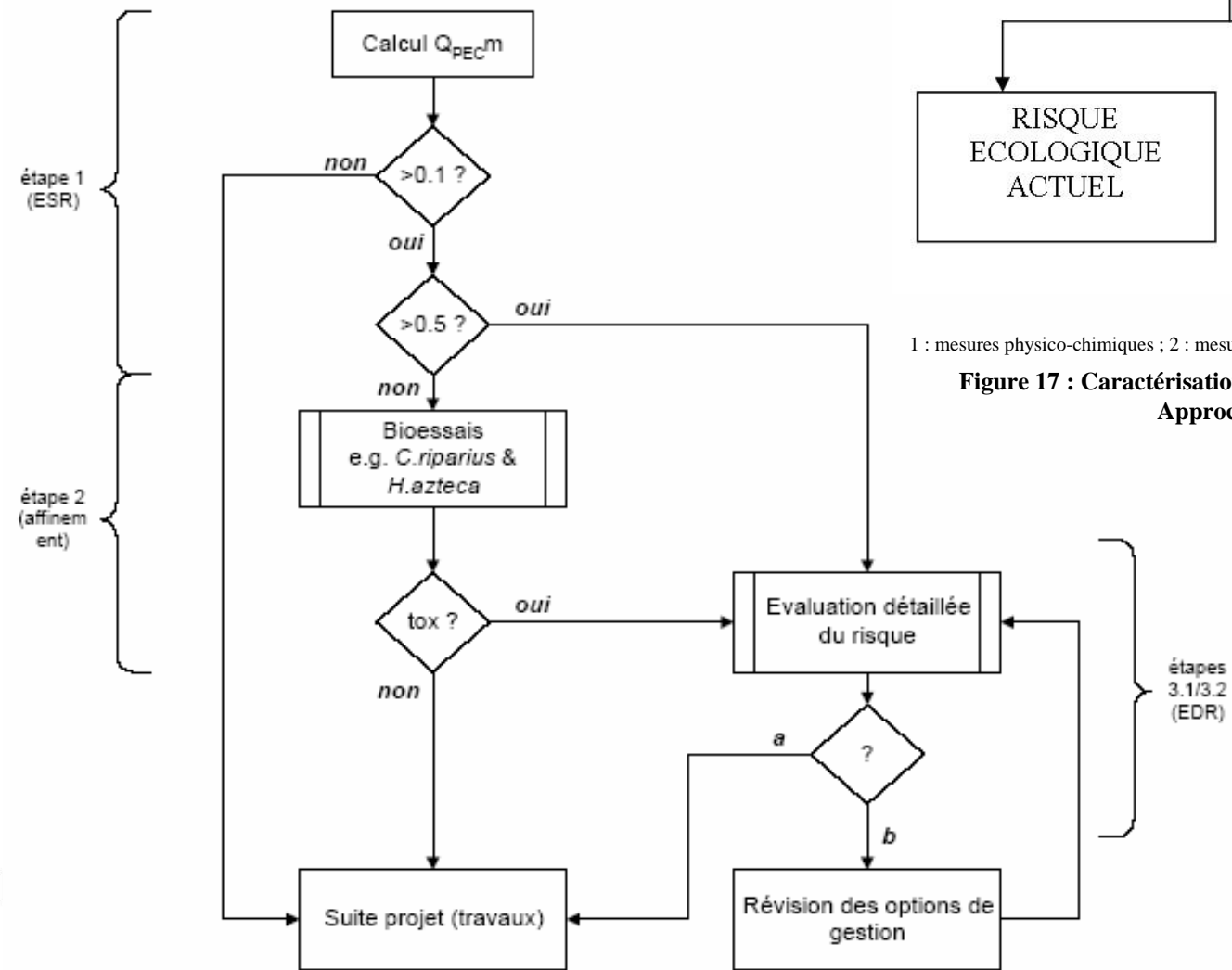
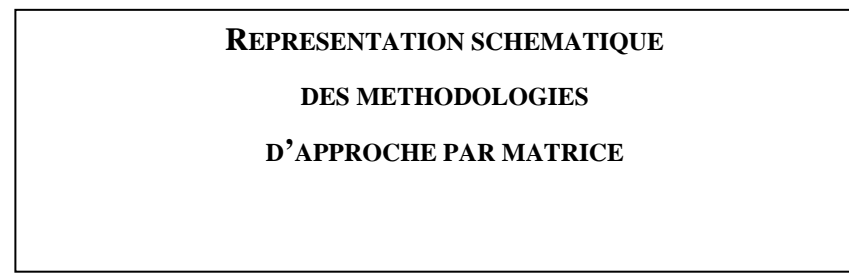
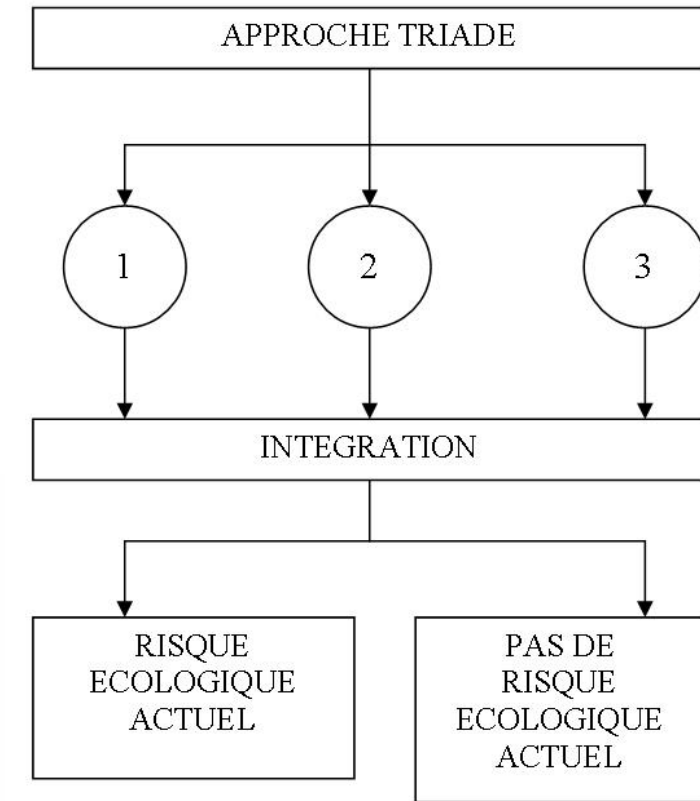


Figure 16 : Représentation schématique de la méthode du CETMEF [8]



1 : mesures physico-chimiques ; 2 : mesures écologiques ; 3 : mesures biologiques

Figure 17 : Caractérisation biologique des sédiments [6],
Approchetriad [12]

a- risque acceptable
b- risque inacceptable

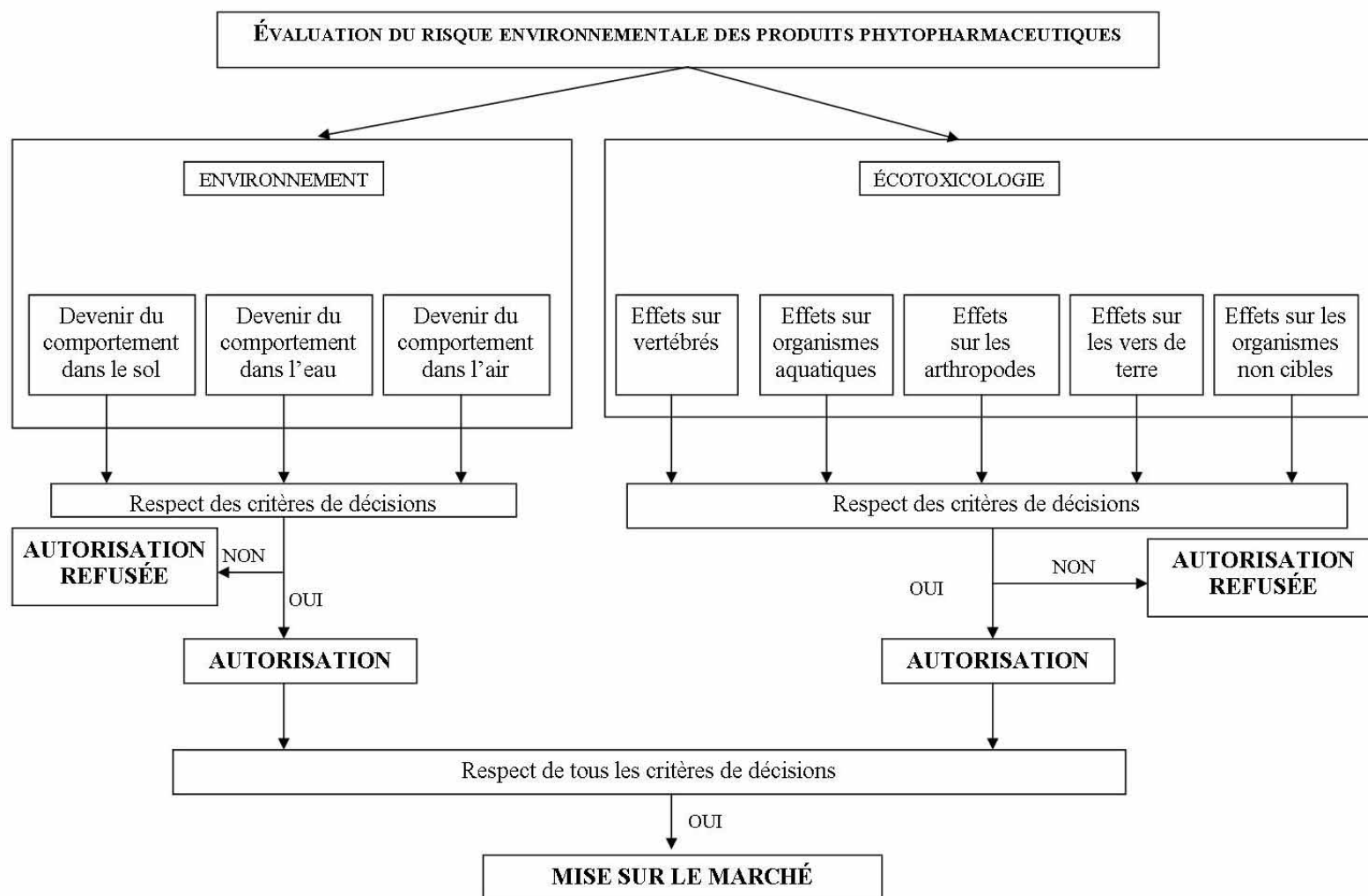


Figure 18 : Représentation schématique de la méthode d'évaluation du risque environnementale des produits phytopharmaceutiques

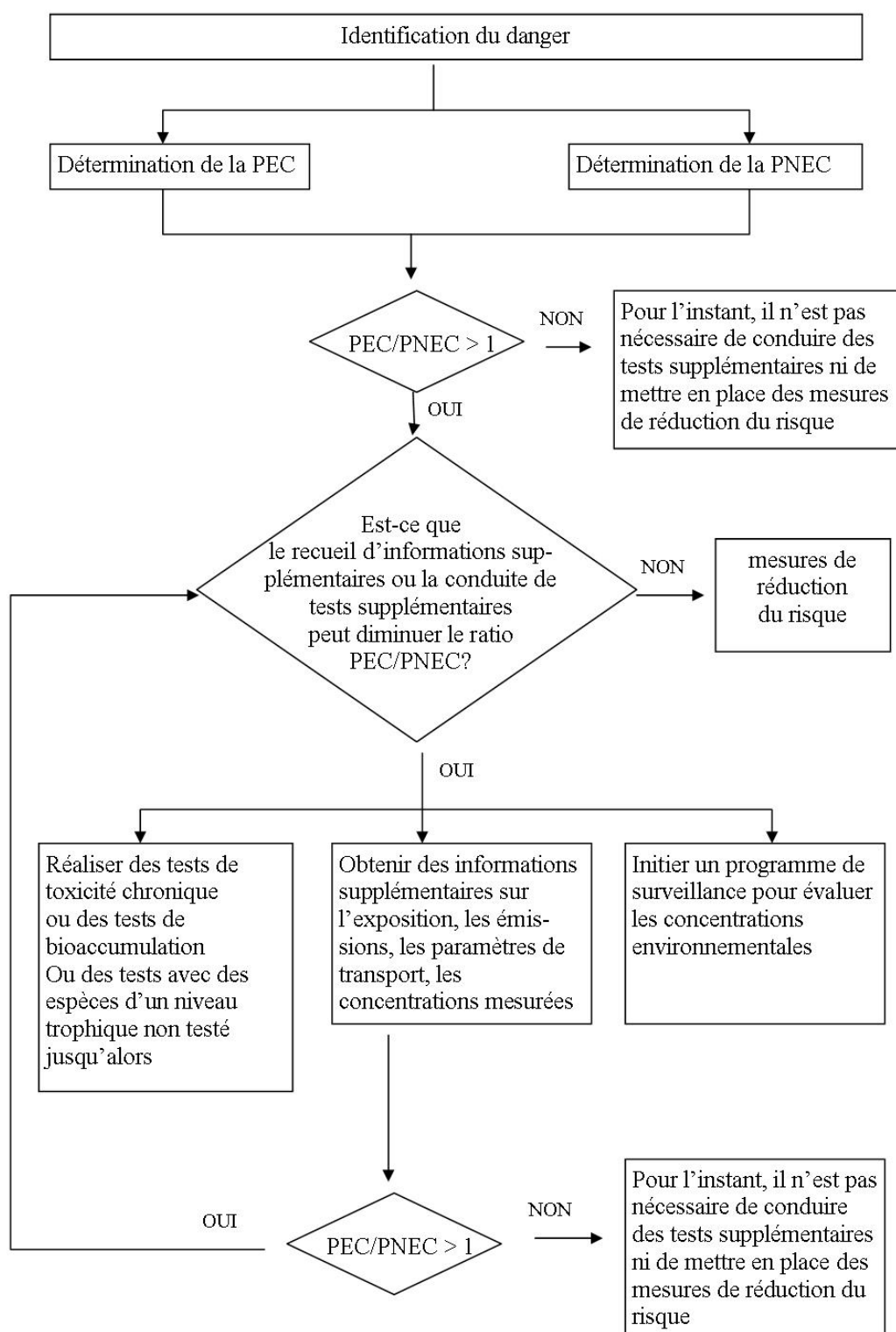


Figure 19: Représentation schématique de la méthode TGD [10]

2.4. Le plan d'investigations

Le choix des expérimentations les plus appropriées au contexte, aux objectifs de gestion et surtout à ce que l'on souhaite démontrer est une étape essentielle de l'évaluation des risques pour les écosystèmes [2].

Il est important de considérer également le coût, la représentativité, la durée de mise en œuvre de chaque expérimentation... Sur ces derniers points en particuliers, l'intervention du gestionnaire et/ou de l'équipe de gestion semble appropriée.



Dans ce contexte, il est intéressant de préciser quelques-unes des caractéristiques essentielles à la sélection d'une expérimentation :

- Répétitivité (caractère répétitif),
- Reproductibilité (faculté d'être reproduit),
- Représentativité,
- Robustesse,
- Pertinence.

Le choix de tests normalisés apporte une certaine garantie de qualité et de respect notamment des quelques points évoqués ci-dessus. Cependant, il ne faut limiter le choix des investigations sur ce seul critère.



Les biotests peuvent permettre :

- Une hiérarchisation des dangers pour une espèce donnée ;
- La mise en évidence de la « réactivité » des espèces exposées,
- L'évaluation de la biodisponibilité.

Ainsi, le choix de l'espèce testée dépend de l'objectif à atteindre.



La faisabilité de réalisation des tests doit être considérée lors du choix des tests car les conditions de terrain peuvent influencer la mise en œuvre de ces derniers.

La prise en compte du coût d'un test comme critère de sélection ne doit pas être un moyen d'exclusion d'un test par contre, il est nécessaire qu'il soit pris en considération car il peut être un facteur limitant d'une évaluation des risques écologiques (certains bio-essais peuvent coûter plus de 10 000 €).

2.5. La communication

2.5.1. Le rapport d'évaluation

Préciser le contenu du rapport d'évaluation est primordial car il permet d'homogénéiser les études d'évaluation des risques.

2.5.2. Communication entre évaluateur et gestionnaire

La communication entre évaluateur et gestionnaire conditionne le bon déroulement de l'ERE. La complémentarité de leurs compétences et de leur rôle (voir fiche « Qui sont les acteurs de l'évaluation des risques ? ») assure une certaine qualité de l'ERE.

2.5.3. La réunion de transfert d'information en fin d'ERE

La réunion de transfert d'information entre évaluateurs et gestionnaires est importante car elle permet de s'assurer que les résultats soient clairement transmis et compris par l'équipe de gestion. Pour l'équipe de gestion, c'est également l'occasion d'éclaircir toutes les incompréhensions éventuelles de l'étude [5].

Cette démarche permet de garantir aux acteurs de l'évaluation des risques une certaine qualité d'utilisation de l'évaluation en tant qu'outil d'aide à la décision.

2.5.4. Communication au grand public

Très souvent, ce sont les agents de l'État qui ont à charge la communication au grand public des études conduites sur leur territoire. Pour cette raison, il semble indispensable que les agents de l'État puissent analyser et interpréter les différents aspects de l'ERA afin de pouvoir les restituer au grand public de manière simplifiée.

Cet aspect de communication « grand public » est important car il implique la nécessité de vulgariser les résultats de l'évaluation des risques pour les écosystèmes.

Une simplification de l'ERA (sorte de résumé non technique, semblable à ceux qui sont réalisés dans les études d'impact en France) pourra être conduite par l'évaluateur au fil des étapes de l'évaluation des risques pour les écosystèmes et pourra constituer une base de communication entre :

- l'évaluateur et le gestionnaire. Dans ce contexte, le résumé « non technique » sera également un outil d'aide à la décision pour le gestionnaire ;
- entre les acteurs de l'ERA et les agents de l'État ;
- entre les agents de l'État et le grand public.

3. PERSPECTIVE D'AMELIORATION

L'analyse bibliographique et le retour d'expérience ont mis en évidence des notions qu'il reste à discuter.

3.1. L'incertitude

3.1.1. Les différentes sources d'incertitude identifiées par les méthodes étudiées

Voici les principales sources d'incertitude identifiées par l'analyse bibliographique :

- Incertitude associée à la variabilité des paramètres [2]
- Incertitude associée au manque de données [2]
- Incertitude associée à l'exposition estimée [5]
- Incertitude associée à la valeur de référence [5]
- Incertitude liée au risque estimé [5]; [4]

a) Le manque de données

Le manque de données est un problème souvent abordé dans les méthodes étudiées. C'est une source d'incertitude incontestable. Certaines méthodes ont mis en place des stratégies afin de pallier à ce problème. C'est le cas notamment du Technical Guidance Document (TGD) [10] qui propose parmi les principes généraux de la méthode, de considérer un cas hypothétique « raisonnablement pessimiste » en cas de manque de données. Dans ce cas, le principe de précaution est choisi afin de minimiser les incertitudes liées au manque de données.

La méthode du Royaume-Uni [3] identifie le manque de données éventuel pour chacun des niveaux de l'évaluation, lorsque ce manque de données est jugé inacceptable, le niveau supérieur de l'ERA devra faire en sorte de pallier ce manque grâce notamment à la mise en place d'investigations supplémentaires. Cette pratique a pour but d'augmenter le niveau de confiance général de l'étude et de garantir une certaine fiabilité de résultats.

Pour le NEPC Australien [4], le manque de données inacceptable peut être à l'origine de l'initiation d'une ERA. Lorsque des données spécifiques ne sont pas disponibles, des hypothèses conservatrices peuvent être formulées pour combler le manque de données afin d'assurer une protection des valeurs écologiques. Ces hypothèses doivent être explicites, protectrices et raisonnables d'un point de vue scientifique.

b) La qualité des données

Selon la méthode américaine [2], toutes les données utilisées dans l'évaluation des risques pour les écosystèmes sont l'objet d'un contrôle de qualité dont l'outil est intitulé « American society for quality control's E-4 ».

3.1.2. Les autres sources d'incertitude identifiées par l'analyse bibliographique

a) La complexité de l'écosystème

Une source d'incertitude pour les ERE est, du fait de la complexité des écosystèmes, le choix d'entités cibles représentatives de l'état structural et fonctionnel de l'écosystème étudié. Toutefois, en référence au principe de précaution, la complexité des écosystèmes ne peut constituer une raison suffisante pour ne pas réaliser d'ERE.



L'expertise écologique du site ou de l'ouvrage à l'étude est probablement le moyen le plus efficace pour identifier les entités cibles. Des compétences naturalistes sont requises pour ce type d'activités mais également une connaissance de l'évolution de l'écosystème en présence qui permet notamment d'appréhender la notion de variabilité naturelle de l'écosystème.

En d'autres termes, l'expertise écologique devra être conduite par des naturalistes **locaux**. Ainsi, l'ERE pourra nécessiter la mise en place d'une collaboration entre les évaluateurs et gestionnaires, directement impliqués dans l'ERE, et les associations locales de naturalistes, acteurs de l'évaluation.

b) La multiplicité des cibles



Faire la différence entre les démarches « santé » et « écosystèmes » permet de mieux appréhender la problématique et les incertitudes inhérentes à chaque démarche.

Les ERS ont un cible unique : l'Homme mais, comme le souligne l'auteur, l'étude de la toxicité n'est pas abordée directement et entraîne une incertitude supplémentaire.

Par contre, dans le cadre des ERE, les cibles peuvent être multiples mais l'étude de la toxicité peut être abordée directement via les biotests (*intérêt des biotests sur des espèces in situ*).

c) L'extrapolation des données

L'extrapolation de données est pratique courante en matière d'évaluation des risques et notamment pour celles qui concernent les écosystèmes.

Les effets d'une substance sont très variables d'un individu à l'autre, à l'exemple de l'effet sur la santé humaine. Lorsque l'on passe à un niveau d'organisation supérieur, cette variabilité augmente encore puisqu'il s'agit d'estimer un effet sur l'ensemble d'une espèce, ceci se vérifie à chaque passage au niveau d'organisation supérieur, en ajoutant une incertitude.

Le TGD (Technical Guidance Document) [10] propose une méthode d'extrapolation de données nommée « méthode des équilibres partagés » dont le principe est d'extrapoler des données aquatiques afin d'obtenir des données terrestres.

Certaines méthodes utilisant cette démarche d'extrapolation en cas de manque de données soulignent que certaines applications de la démarche sont *a priori* contestables. C'est le cas, par exemple, de la biodisponibilité qui est considérée comme équivalente à la concentration du polluant dans l'eau interstitielle et qui pose un problème de sous estimation de l'exposition.

Certaines valeurs seuils sont calculées à partir de cette démarche. C'est notamment le cas des Soil Screening Values (SSV) de la méthode du Royaume-Uni [3]. On peut donc se demander la pertinence des résultats obtenus dans les premiers niveaux de l'évaluation où l'on compare le résultat des analyses aux SSV calculées sur ce principe.

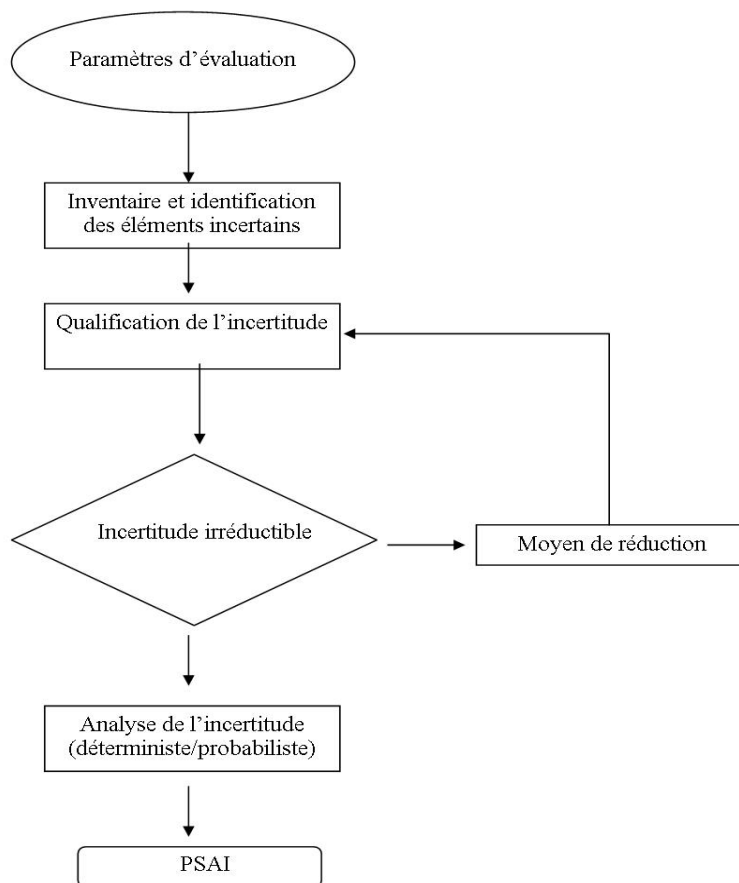
3.1.3. Les outils proposés par les méthodes pour réduire l’incertitude

a) Le PACQ et le PSAI [5]

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. L’assurance de la qualité vérifie l’efficacité du contrôle de qualité.

Le Plan de Suivi et d’Analyse de l’Incertitude (PSAI) permet d’estimer le niveau de confiance lié aux renseignements scientifiques. Ce niveau de confiance est apprécié en identifiant, en minimisant et en décrivant l’incertitude inhérente à l’ensemble de l’évaluation.

Le cheminement général du PSAI est donné par le schéma suivant.



**Figure 6 : Cheminement du PSAI
(CEAEQ, 1998)**

Ces deux outils sont importants car ils permettent aux utilisateurs de l'ERE de suivre la réflexion menée lors de l'élaboration du dossier et de pouvoir y intégrer, si nécessaire, des informations ultérieures.

b) L'analyse des données rétrospectives [5]

L'analyse des données rétrospectives consiste à rechercher, à recueillir et à sélectionner, parmi les données et renseignements disponibles, ceux qui répondent aux paramètres de mesure.

En premier lieu, cette démarche consiste à rechercher les renseignements pertinents parmi les sources existantes.

La source originale des renseignements doit être consultée afin de juger de la qualité des renseignements.

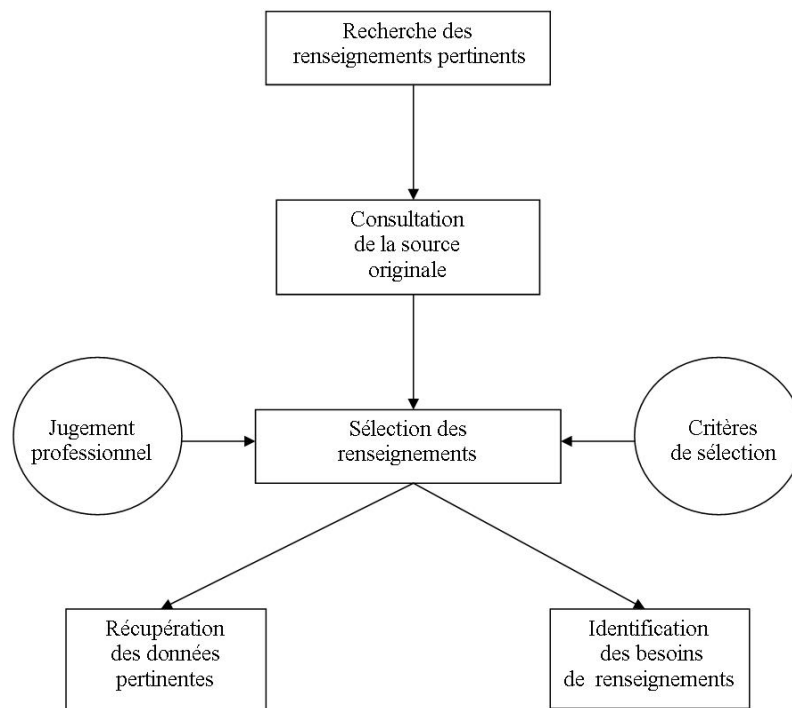


Figure 7 : Schéma de la démarche d'analyse des données rétrospectives (CEAEQ, 1998)

Les critères de sélection 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 de données pertinentes permet également d'identifier les renseignements manquants pour répondre aux besoins de l'évaluation.

- c) Les stratégies dites « faisceau de preuves » ou « poids des arguments » ou encore « Lines of evidence » en anglais

Selon l'US EPA, ce type de stratégie fournit un processus et une structure pour tirer des conclusions au regard de la confiance dans le risque estimé.

Il y a plusieurs catégories de facteurs à considérer [2] :

- adéquation et qualité des données ;
- niveau et type d'incertitude associée à la confiance ;
- rapport entre la confiance et les questions de l'évaluation des risques ;
- qualité des données influençant directement comment l'évaluateur peut avoir confiance aux résultats de l'étude et aux conclusions qu'il va en tirer.

- d) La méthode proposée par le NEPC australien [4]

Les mesures sont réalisées pour estimer les paramètres d'un modèle, qui est utilisé pour prévoir la sévérité d'un fait ou la probabilité de production d'un fait.

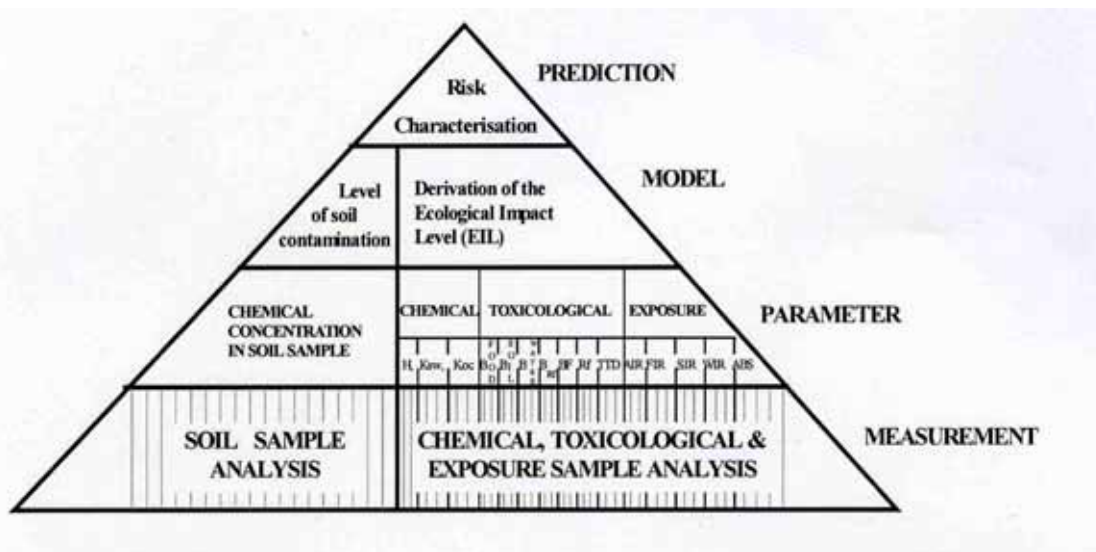


Figure 8 : Pyramide hiérarchique des dépendances des prévisions (NEPC Australie, 1999)

Ainsi, les incertitudes associées à chaque composante rassemblent les incertitudes des composantes inférieures. Par exemple, l'incertitude associée à prévision d'un risque est relatif à :

- L'incertitude du modèle,
- Incertitude de l'estimation des paramètres utilisés dans le modèle,
- Incertitude associée aux mesures utilisées pour estimer les paramètres

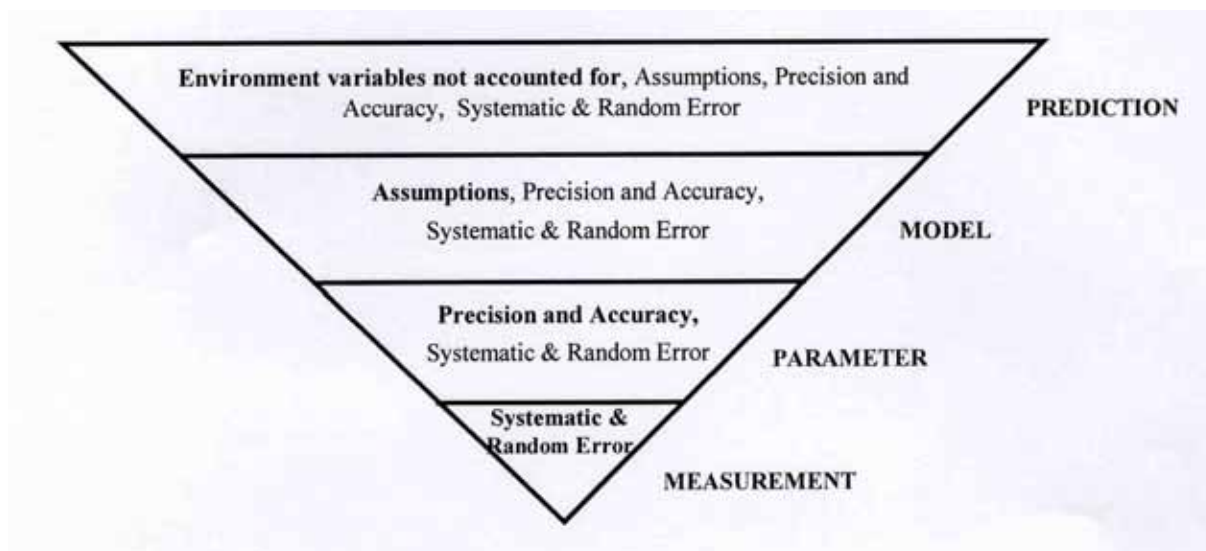


Figure 9 : Pyramide hiérarchique des dépendances des incertitudes liées aux prévisions (NEPC Australie, 1999)

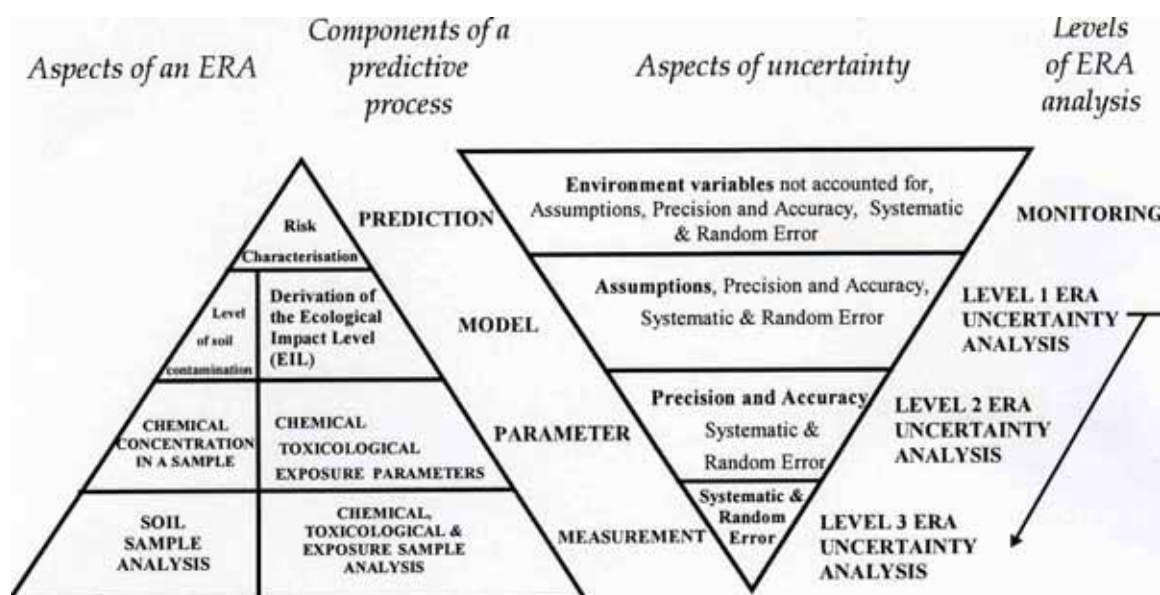


Figure 10 : Pyramide hiérarchique des dépendances des incertitudes associées aux prévisions et à l'analyse de l'incertitude (NEPC Australie, 1999)

Les meilleures et les plus conservatrices des estimations de risque peuvent se faire en réalisant une estimation analytique de l'incertitude.

Les meilleures estimations de risque et les variables utilisées pour calculer le risque doivent décrire, de manière statistique, la plus probable des valeurs qui puisse se produire.

Si les descriptions statistiques ne sont pas disponibles, la meilleure estimation peut représenter la plus probable des valeurs basées sur le poids d'une évidence.

Une estimation conservatrice doit statistiquement décrire une limite de confiance de 95% de la meilleure estimation. Si les descriptions statistiques ne sont pas disponibles, une estimation

conservatrice peut être représentée par une valeur ayant un degré de certitude suffisamment élevé en raison du poids de son évidence.

3.1.4. Le retour d'expérience

Aucune des personnes interrogées bénéficiant d'un retour d'expérience en ERE n'affirme avoir évalué (bien que considéré) l'incertitude dans le calcul de risque.

3.1.5. Discussion

L'incertitude de l'ERE influence la crédibilité des résultats de l'étude. L'analyse bibliographique a révélé plusieurs questions concernant l'incertitude et les moyens de la réduire afin d'augmenter la confiance et la crédibilité des résultats de l'ERE. Certains éléments de réponse sont apportés par l'analyse bibliographique mais l'analyse du retour d'expérience tend à démontrer qu'un effort est à envisager sur ce point.

Voici une liste (non exhaustive) des questions mises en évidence :



Comment doivent être estimées les incertitudes ? Sur quels critères ? Quels sont les outils pouvant être utilisés ?

Quelles sont les principales sources d'incertitude ?

Quels sont les outils/méthodes les plus appropriées à une réduction efficace du niveau d'incertitude ?

Comment est apprécié le niveau acceptable de l'incertitude ? Sur la base de quelles informations ?

Qui doit accomplir cette tâche ?

L'incertitude est intégrée au calcul de risque ? Si oui, comment ? Si non, pour quelles raisons ?

3.2. Les valeurs de référence

L'ensemble des méthodologies globales d'évaluation des risques écologiques propose *a minima* une caractérisation du risque selon une approche qualitative et/ou semi-qualitative.

a) Les valeurs de référence et la caractérisation du risque

La méthode des quotients ou méthode des ratios est très souvent utilisée pour caractériser le risque de manière qualitative. Les évaluateurs et les gestionnaires sont, en général, familiers avec cette méthode simple et rapide [2].

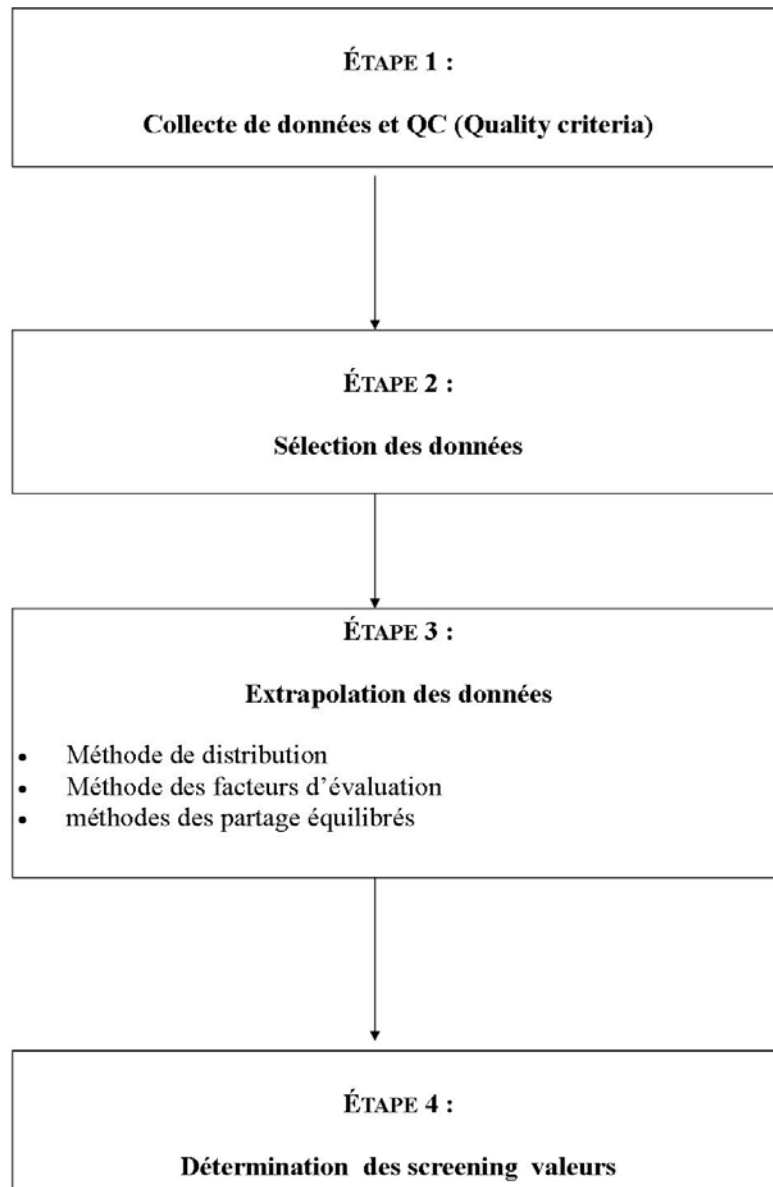
Ce type de caractérisation du risque nécessite la détermination de valeurs de référence. Le NEPC Australien et l'Agence de l'Environnement du Royaume-Uni ont développé, dans leur méthodologie d'ERE, la démarche mise en place pour définir leurs valeurs de référence (Ecological Impact Level (EIL) soil pour la méthode australienne et Soil Screening Value (SSV) pour la méthode du Royaume-Uni).

NB : Le fait que l'ensemble des méthodes étudiées n'aient pas développé leur approche dans le guide méthodologique d'ERE ne signifie pas, néanmoins, qu'elles n'aient pas mises en place des démarches similaires. Le CEAEQ, par exemple, précise dans sa méthodologie d'ERE qu'il existe des documents mis à disposition des utilisateurs de la méthode pour déterminer les valeurs de références. De surcroît, lorsqu'une valeur de référence, pour les récepteurs terrestres, n'est pas disponible dans ces documents, le guide québécois stipule que la valeur de référence doit être élaborée selon le Guide d'élaboration des valeurs de référence pour la pERE (CEAEQ, en préparation).

b) Le modèle britannique : démarche permettant de déterminer les valeurs de référence :

La démarche de détermination des valeurs de référence de la méthode du Royaume-Uni est illustrée par la figure suivante.

La détermination des valeurs de référence suit le schéma suivant :



**Figure 11 : Démarche permettant de déterminer les Soil Screening Values (SSV)
(EA UK, 2003)**

Concernant l'extrapolation des données, la méthode des équilibres partagés (EqP method) est utilisée lorsque les données toxicologiques sur les organismes terrestres ne sont pas disponibles.

La méthode des facteurs d'évaluation (FA method avec FA : Factor Assessment) est utilisée quand les données toxicologiques pour un producteur, un consommateur et/ou un décomposeur sont disponibles.

La méthode de distribution de sensibilité spécifique (SSD) est une technique d'extrapolation statistique qui est utilisée quand les données sont en quantité suffisante.

Il existe une technique d'extrapolation de données qui consiste à réunir la méthode des facteurs d'évaluation et la méthode des équilibres partagées lorsque seuls les résultats d'un test sur les organismes du sol est disponible.

Faut-il déterminer des valeurs de référence françaises ?



Bien que la création d'une méthodologie d'évaluation des risques écologiques française ne soit visiblement pas perçue comme une nécessité absolue, il semble opportun de développer ce type de valeur de référence, comme le fait actuellement l'INERIS. Par contre l'étude des différentes méthodologies ne permet pas d'établir, à l'heure actuelle, le besoin d'appuyer réglementairement ou non ces valeurs.

3.3. L'appui réglementaire

L'avantage d'avoir une méthode qui soit appuyée par la réglementation nationale est que cela :

- assure une certaine homogénéité des rapports,
- facilite le travail à la fois des administrateurs, des évaluateurs et des gestionnaires et/ou propriétaires de site,
- constitue une aide à la décision pour les gestionnaires et/ou propriétaires de site. Le cadre d'application de l'étude étant soumis et expliqué par la réglementation, la prise de décisions est plus facile et plus claire.
- constitue un outil d'aide à la décision fiable pour les gestionnaires et/ou propriétaires de site. En effet, la validation de l'étude par les autorités compétentes du gouvernement apporte un gage de qualité à l'évaluation.

Concernant la création d'une méthodologie d'évaluation des risques écologiques française, il semble que ce ne soit pas une nécessité absolue, tout dépend de la manière dont elle est conçue. *« S'il s'agit de créer un modèle français, il n'y a pas d'intérêt, par contre s'il s'agit de reprendre une méthode ayant fait ses preuves ou d'en adapter une au contexte national, oui, ça pourrait être intéressant »*. L'essentiel étant d'uniformiser un cadre d'étude permettant notamment de comparer les résultats des évaluations entre eux. *« Il pourrait également être intéressant de décliner un cadre d'étude général à des cas particuliers »*.

Selon le point de vue d'un industriel, il est nécessaire d'avoir une méthode française dans la mesure où il y a une demande de l'administration. *« Cependant, il y a un paradoxe puisque pour répondre à l'administration, il est nécessaire d'avoir une méthode carrée. Par contre, dans la pratique, la gestion de l'écosystème ne fait pas appel à des règles carrées, c'est plutôt quelque chose qui se fait au cas par cas donc c'est compliqué mais pas incompatible dans la mesure où l'administration est capable de revenir sur ce qu'elle a décidé. »*

4. LA NOTION D'ACCEPTABILITE DU RISQUE

4.1. Bilan de l'analyse bibliographique

Pour le NEPC (Australie) [4], un risque est acceptable lorsque les valeurs écologiques sont protégées sachant qu'une valeur écologique prend en compte la pertinence économique et sociale. Dans le guide, *le concept du « risque écologiquement acceptable » est développé en terme de protection des valeurs écologiques suggérant ainsi l'identification des espèces locales, communautés et processus écologiques en prenant en considération la pertinence sociale, la signification écologique et économique.*

Concernant la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité, la dernière partie de l'évaluation de l'écocompatibilité correspond à une phase critique durant laquelle on juge notamment de l'acceptabilité des résultats.

Le jugement de l'acceptabilité varie en fonction du contexte et de l'objectif de l'étude.

Les choix effectués à ce niveau étant d'ordre stratégique et politique, il est suggéré que ceux-ci fassent l'objet d'un large débat. Pour illustrer ce propos, l'exemple suivant est donné :

« *On admet que les impacts observés sur les milieux récepteurs sont acceptables si :*

- *Aucun impact n'est observé sur les milieux récepteurs ;*
- *Les impacts observés sur les milieux récepteurs sont inférieurs aux impacts qu'on observerait à partir d'un scénario de référence. »*

Selon le Royaume-Uni [3], c'est l'analyse des données (SOP) et l'utilisation d'une démarche type « poids des arguments » (lines of evidence) qui permettent de juger de l'acceptabilité du risque.

Pour l'US EPA [2], la notion d'acceptabilité du risque est discutée au cours d'une phase d'interprétation et de discussion de l'information disponible sur les risques et les critères d'effets. Cette phase consiste en une évaluation des preuves attestant ou niant le risque estimé et en une interprétation de la signification des effets nuisibles basée sur les critères d'effets.

Elle est réalisée à partir de l'utilisation des faisceaux de preuves (lines of evidence) et de la détermination des nuisances écologiques. La nuisance écologique étant fonction de la nature

et de l'intensité des effets, de l'échelle spatiale et temporelle et de la potentialité de réhabilitation.

4.2. Le retour d'expérience

a) Les critères d'acceptabilité du risque écologique

Pour les personnes interrogées, les critères d'acceptabilité du risque sont les suivants :

- un niveau à partir duquel la disparition de cet écosystème est possible. Le problème c'est de définir si la transformation d'un écosystème peut être assimilée à sa disparition ;
- pas de mise en péril (immédiate, à moyen et à long terme), localement et de manière différée dans l'espace, de la richesse génétique, spécifique, populationnelle ou écopaysagère du site et des milieux ou espèces en dépendant et ayant une valeur fonctionnelle ou patrimoniale jugée importante, existante à l'heure de l'étude ou potentielle sur le site après réhabilitation ou dans un projet global (type trame verte, réseau écologique paneuropéen, etc) ;
- lorsqu'il n'y a pas de menace pour la qualité des écosystèmes ;
- lorsqu'il n'y a pas de menace pour la valeur patrimoniale;
- lorsque les risques de transfert vers d'autres écosystèmes et de contamination dans les chaînes alimentaires sont limités;
- lorsque les risques sont compatibles avec l'utilité sociale des sites (espaces à vocation d'activités naturelles);
- lorsque le risque n'entraîne pas des effets sur les écosystèmes ;
- pas de modification du rôle clé des espèces cibles ;
- pas de perturbation dans le cycle de la matière (toxicité sur les microorganismes) ;
- absence de risque chronique (y compris génotoxicité) ;
- garantir que l'écosystème puisse se maintenir sans être dégradé.

Selon une des personnes interrogées travaillant en bureau d'études, « *les outils d'évaluation des risques pour les écosystèmes sont encore récents, et les conséquences à long terme d'impacts sur les écosystèmes sont difficiles à prévoir avec certitude. D'autre part, les équilibres dynamiques qui permettent une certaine robustesse des écosystèmes sont complexes, et la modification d'un seul paramètre pourra avoir des conséquences imprévues à*

moyen ou à long terme. En pratique, on pourrait estimer qu'un risque acceptable serait celui qui n'induirait pas d'appauvrissement prévisible de l'écosystème (réduction du nombre des espèces, simplification du milieu, modification des caractéristiques physiques du milieu...). »

Selon un point de vue administratif, « *l'EDR écosystème porte sur les écosystèmes sensés exister dans le cadre de cet usage futur. Les critères d'acceptabilité dépendent de l'usage du site étudié.*

Si le site a une vocation économique, la préservation des espèces présentes acclimatées constitue un critère d'acceptabilité.

Si le site a une vocation économique, la préservation des espèces et l'absence de transfert dans les chaînes alimentaires constituent des critères d'acceptabilité, si le site a une vocation non économique, la biodiversité, l'absence de transfert dans les chaînes trophiques et la présence des fonctions biologiques au sein des écosystèmes terrestres et aquatiques constituent les critères d'acceptabilité. »

b) Les critères de variabilité de l'acceptabilité du risque

À plusieurs reprises, la notion de variabilité de l'acceptabilité du risque a été énoncée par les personnes interrogées.

Ainsi l'acceptabilité du risque est variable selon :

- l'importance et de la fonction de l'espèce ;
- le niveau de dégradation de l'écosystème,
- l'élément polluant ;
- l'usage ;
- la viabilité d'un site

c) Le cas particulier des approches par substance

Le retour d'expérience en évaluation des risques environnementaux de produits phytosanitaires :

« Dans le contexte de l'application de directives relatives à la sécurité sanitaires et environnementales liées à l'exposition à des substances dont la destination est réglementée (substances phytopharmaceutiques, biocides, substances chimiques) les critères d'acceptabilité sont définis par les dites réglementations. Ainsi dans le cas des substances phytopharmaceutiques, un risque est acceptable si aux seuils d'exposition attendus, aucun effet sur la survie, le développement et la reproduction des espèces testées et par extrapolation des groupes d'organismes correspondants, n'est attendu. Aussi, les objectifs de protection concernent-ils les populations (et non les individus) des espèces vivant dans un écosystème. Il est prévu que les fonctions de l'écosystème soient également protégées bien qu'en général ces dernières le sont si les organismes supportant ces fonctions sont protégés. Par conséquent, afin s'assurer ces objectifs de protection, le remplacement d'une espèce par une autre n'est en général pas considéré comme acceptable. Il n'est en effet pas possible de caractériser et encore moins de quantifier le rôle de chaque espèce dans un écosystème. Une exception est faite néanmoins pour les micro organismes, pour des raisons évidentes de coût lié à leur identification jusqu'à l'espèce et de rôle relatif dans les fonctions des écosystèmes. Ces objectifs de protection sont respectés dans le cas de la réglementation sur les produits phytopharmaceutiques et ont été définis par des représentants de la communauté scientifique (écologistes, écotoxicologues, entomologistes, etc. et des évaluateurs). Ils sont donc supposés rencontrer les objectifs de protection écologiques, au sens général du terme. »

4.3. Discussion

a) Acceptation et acceptabilité du risque écologique

L'acceptabilité du risque peut se faire à deux niveaux :

- Le premier niveau est d'accepter le résultat (acceptation du risque estimé). Ce niveau implique une transparence de l'évaluation des risques et une confiance en la démarche d'évaluation proposée ;
- Le deuxième niveau est d'accepter le risque exprimé par le résultat (acceptabilité du risque écologique).

- ***L'acceptation du risque estimé***

D'un point de vue scientifique, le facteur qui semble influencer le plus l'acceptabilité du risque écologique estimé est l'incertitude.

Comme nous l'avons vu précédemment, c'est un domaine qui nécessite certaines améliorations dans la mesure où d'après notre retour d'expérience, elle n'est pas ou très peu évaluée (bien que considérée) dans l'évaluation des risques écologiques en France.

L'incertitude se retrouve à plusieurs niveaux de l'ERE. Certaines sources d'incertitude de l'ERE sont communes à d'autres domaines, on peut notamment citer l'incertitude liée à la mesure. Par contre, les incertitudes liées à la complexité des écosystèmes et la multiplicité des cibles sont spécifiques à l'ERE. Elles sont à mettre en relation avec un manque de connaissance générale sur le fonctionnement et la structure des écosystèmes.

Certaines méthodes d'évaluation de risques écologiques ont intégré un système d'évaluation de l'incertitude au calcul de risque et/ou des méthodes visant à réduire les incertitudes liées au manque et/ou la qualité des données. La méthode britannique propose d'identifier l'incertitude et le manque de données à chaque niveau de son évaluation. Lorsqu'un résultat n'est pas suffisamment expliqué, un passage au niveau supérieur est recommandé avec la mise en place d'investigations supplémentaires ayant pour objectif de diminuer ce manque.

Ces pratiques ont pour but d'augmenter le niveau de confiance général de l'étude et de garantir une certaine fiabilité de résultats. En d'autres termes, elles contribuent à l'acceptabilité scientifique du risque estimé.

- ***L'acceptabilité du risque écologique***

Une fois que l'on a accepté le risque estimé, c'est-à-dire une fois que l'on fait confiance au résultat exprimé, un autre niveau d'acceptabilité du risque intervient. Il s'agit désormais de savoir si ce qui est estimé est acceptable ou non.

❖ *L'exemple de la méthode d'évaluation des risques environnementaux des produits phytopharmaceutiques :*

Parmi les méthodologies étudiées, la méthode d'évaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques [9] propose des critères d'acceptabilité du risque clairement établis. En effet, l'autorisation de mise sur le marché d'une substance est valable si et seulement si les résultats de l'évaluation des effets sont acceptables, c'est-à-dire si les résultats des biotests imposés par le guide sont inférieurs à une valeur seuil.

Par exemple pour l'évaluation du risque écotoxicologique d'un produit phytopharmaceutique pour les vertébrés, d'après la directive 97/57, "*Il n'est pas accordé d'autorisation en cas d'exposition potentielle d'oiseaux et autres vertébrés terrestres non visés si :*

- *[TERa et TERst < 10] ou [TERlt < 5], à moins qu'une évaluation appropriée du risque n'établisse concrètement l'absence d'impact inacceptable après utilisation du produit phytopharmaceutique dans les conditions proposées.*

- *[IBC, relatifs aux tissus gras > 1], à moins qu'une évaluation appropriée du risque n'établisse concrètement l'absence d'effets directs ou indirects inacceptables après utilisation du produit phytopharmaceutique dans les conditions proposées."*

❖ *L'exemple de la procédure québécoise :*

Le Québec a élaboré des valeurs de référence qualifiées d'intérimaires puisque ces valeurs proviennent de valeurs établies par le Laboratoire d'Oak Ridge aux USA (dans le cadre du programme Superfund). La base de données brutes de ce groupe a été revue et recalculée en fonction des besoins du Québec (CE20 et CE40) et d'une critique des études.

Au Québec la valeur de référence est déterminée suivant l'usage du terrain contaminé, c'est à dire qu'il est pris en compte (lorsque les données sont disponibles) :

- les CE₂₀ lorsque l'usage prévu est résidentiel ;
- les CE₄₀ lorsque l'usage prévu est industriel ou commercial ;

Les CE₂₀ et CE₄₀ sont les valeurs de références dites intérimaires

Actuellement le CEAEQ élabore une nouvelle approche. En résumé, le calcul des valeurs de références sera différent s'il s'agit de mammifères ou d'oiseaux ou encore d'organismes du sol (plantes, micro-organismes et invertébrés) et se basera sur plusieurs bases de données internationales.



Ainsi la notion d'acceptabilité du risque peut être appréhendée à partir de valeurs prédéfinies.

❖ *Les facteurs déclencheurs:*

Dans le cas des ERE rétrospectives, comme par exemple les EDR écosystèmes en France, il existe des facteurs déclencheurs d'une évaluation de risques écologiques. Parmi eux figurent notamment, des facteurs déclencheurs de type écologique comme par exemple la présence d'éléments perturbateurs, de signes d'impacts écologiques tels que la mort d'individus, le changement de comportement. Le fait de déclencher une évaluation de risques en raison d'un de ces facteurs écologiques peut signifier que l'on considère que ce sont des événements atteignant l'écosystème qui ne permettent plus de ne plus rien faire.



Ainsi si l'on reprend les facteurs déclencheurs de l'ERE, on peut déduire certains cas de risques inacceptables :

- Perturbation/contamination (directe ou indirecte) d'un milieu d'intérêt écologique ;
- Observation d'impacts écologiques forts : mort d'individus, changement des comportements...
- Constat d'un impact sur la santé humaine.

D'autre part, une partie de l'acceptabilité « globale » du risque écologique est liée à l'acceptabilité sociale de celui-ci. La plupart des méthodes ont d'ailleurs intégrée l'appréciation sociale au choix de certains paramètres de l'étude comme le choix des espèces cibles par exemple. Cette remarque nous amène à réfléchir sur la part de l'appréciation sociale dans l'acceptation d'un risque.

- b) Existe- il une différence entre l'acceptabilité scientifique et sociale du risque écologique ?

L'acceptabilité sociale et scientifique d'un risque écologique n'est probablement pas la même et elle doit varier selon la perception de l'écosystème.

L'évaluateur est la personne qui a connaissance de ce qui est important pour le maintien des fonctions et de la structure d'un écosystème, il semble donc que c'est à lui d'estimer si le risque est acceptable ou non pour l'écosystème. Par contre, c'est au gestionnaire de prendre la décision finale en intégrant la dimension écologique (avis de l'évaluateur) et les dimensions sociales, économiques et politiques.



Une concertation entre l'ensemble des personnes concernées par le risque écologique (évaluateurs, gestionnaires, riverains, associations locales, ...) peut permettre de faciliter la prise de décisions.

En cas de litige entre le point de vue social et le point de vue scientifique, il est possible d'envisager le cas le plus contraignant. Cette démarche devrait ainsi permettre *a fortiori* l'acceptation du risque écologique par tous.

D'après l'analyse bibliographique et le retour d'expérience, l'acceptabilité du risque semble influencée par ce qui est mis en jeu. En d'autres termes, elle est liée aux objectifs de l'évaluation des risques écologiques.

Dans cet esprit, l'US EPA propose de formuler, si besoin, des objectifs qui tendent à satisfaire l'opinion publique. Ce sont les évaluateurs et gestionnaires qui ont ensuite à charge de décliner des objectifs de gestion plus « scientifiques » qui permettront d'atteindre les objectifs attendus du « grand public ».

Pour illustrer ce propos, reprenons le commentaire formulé par l'une des personnes interrogées « *si l'objectif de l'ERE est de protéger les moustiques, l'ERE ne présente aucun intérêt puisque personne n'aime les moustiques!* ». D'un point de vue sociale, la protection des moustiques ne peut *a priori* présenter qu'un intérêt moindre. Par contre d'un point de vue

écologique, le rôle des moustiques est important car c'est notamment une source d'alimentation pour certaines espèces comme les oiseaux et batraciens par exemple.

D'un point de vue social, la formulation des objectifs de gestion est donc importante. Si l'on reprend l'anecdote précédente, l'objectif « Protection des moustiques » n'aura pas le même impact que l'objectif « Préserver la ressource alimentaire des batraciens ».

La considération sociale a été intégrée à la sélection de certains paramètres de l'ERE. C'est le cas notamment des espèces cibles. En effet, la plupart des méthodes considère les entités cibles selon des critères écologiques et sociologiques. Le ver de terre est une entité cible qui peut répondre à des critères écologiques pour son rôle dans la viabilité d'un sol et à des critères sociologiques car c'est un indicateur de qualité des sols, critère pouvant être important pour un jardinier par exemple.

À l'image des quelques exemples cités, les critères d'acceptabilité sociales et scientifiques risque écologique ne seront pas forcément les mêmes.



L'acceptabilité d'un résultat ne sera pas la même selon le contexte de l'étude et notamment le contexte socio-économique et selon les objectifs de l'étude.

- c) La communication peut-elle exercer une influence sur l'acceptabilité des risques ?

Comme l'a démontrée l'analyse bibliographique, la communication joue un rôle important dans le bon déroulement de l'ERE, en particulier la communication entre l'évaluateur et le gestionnaire.

Elle peut également influencer l'acceptabilité sociale et/ou scientifique d'un résultat. En effet, d'une manière générale, un résultat clairement expliqué sera plus facile à accepter qu'un résultat où ni le mode de calcul, ni la démarche utilisée pour parvenir au résultat ne sont expliqués. Ainsi, la transparence des résultats est donc un paramètre qui peut influencer la crédibilité et la confiance d'un résultat et, par conséquent, son acceptabilité.

Comme il a été proposé plus tôt, cet exercice peut être simplifié par la rédaction d'un résumé non technique employant un vocabulaire compréhensible par tous.

BIBLIOGRAPHIE

1. RE.CO.R.D / I.L.I.S. 2005. Méthodes d'évaluation des risques environnementaux et risque acceptable : état des lieux, étude comparative. RE.CO.R.D 04-0810/1A. Rapport final. Réseau de Coopération pour la Recherche sur les Déchets, Lyon-Villeurbanne, France.
2. US Environment Protection Agency (US EPA). 1998. Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
3. Environment Agency of the United-Kingdoms. 2003. Ecological Risk Assessment: a public consultation on a framework and methods for assessing harm to ecosystems from contaminants in soil. Environment Agency, Bristol, United-Kingdoms.
4. National Environment Protection Council (NEPC). 1999. Guideline on Ecological Risk Assessment: Schedule B (5). NEPC, Australia.
5. Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ). 1998. Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de L'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec.
6. TAUW Environnement. 2001. Guide méthodologique : Caractérisation des sédiments. Version 1 – Novembre 2001. Compagnie Nationale du Rhône (CNR) et Ministère de L'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE). France.
7. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). 2002. Évaluation de l'écocompatibilité des scénarios de stockage et de valorisation des déchets. ADEME Edition, Angers, France.
8. Centre d'études Techniques Maritimes Et Fluviales (CETMEF). 2001. Évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage: Présentation et justification de la démarche. Technical Report. Ministère de l'Équipement et Voies Navigables de France, France.
9. Structure Scientifique Mixte (SSM), Institut National pour la Recherche Agronomique (INRA). 2004. Évaluation du risque environnemental des produits phytopharmaceutiques. Commission d'étude de la toxicité des produits antiparasitaires à usage agricole et des produits assimilés des matières fertilisantes et des supports de culture. Révision 6-5, octobre 2004. INRA Versailles, France.

10. European Chemicals Bureau. 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment: Part I. EUR 20418 EN/1. Part II EUR 20418 EN/2. European Commission - Joint Research Center, European communities.
11. Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) du Québec. 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Nouvelle politique. ISBN 2-551-180001-5. Les Publications du Québec, Québec.
12. Chapman, 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of the Total Environment* 97-98 :815-825.
13. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Circulaire du 3 décembre 1993 relative à la politique de réhabilitation et de traitement des sites et sols pollués. France
14. www.basias.brgm.fr
15. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation. France.
16. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE), 2000. Gestion des sites pollués, Partie 7. *ed* BRGM. France.
17. Dictionnaire Le Petit Robert
18. Décret n°77-1141 du 12 octobre 1977. Décret pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature. Publication au JORF du 13 octobre 1977. France
19. Department of the Environment, Transport and the regions (DETR). 2000. Contaminated land and Environmental protection Act 1990: Part IIA. DETR Circular 02/2000. London, United-Kingdoms.
20. Ramade François, 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ed DUNOD. France.

**EVALUATION ET ACCEPTABILITE DES RISQUES
ENVIRONNEMENTAUX**

**VOLET 2 : ETUDE SOCIOLOGIQUE DES
REPRESENTATIONS DES RISQUES,
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

E. VAN STAEVEL - ELYCOOP

Résumé

L'étude n°04-0810//0811/1A intitulée « **Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux** » est composée de deux volets. Le premier, réalisé par par L'Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé, avait pour objectif « l'analyse des variabilités entre les différentes (méthodes d'Evaluation des Risques Environnementaux – ERE) existantes et la définition des conditions préférentielles d'utilisation de chacune ». Le second, présenté ici est une synthèse bibliographique relative non pas aux représentations des *méthodes* d'évaluation des risques environnementaux mais des risques pour l'environnement en eux-mêmes. Les risques pris en compte ici ont été limités aux impacts sur l'air, l'eau, et les sols. La réalisation d'une synthèse comparative a été difficile à atteindre pour ce qui concerne les résultats, du fait de la carence, de la qualité et de l'hétérogénéité scientifique des études : en effet, si l'on trouve un certain nombre de sondages sur des questions environnementales, il existe très peu d'enquêtes sociologiques, c'est-à-dire véritablement fondées sur des hypothèses de recherche, un cadre conceptuel et théorique, des analyses explicatives ou interprétatives.

Le bilan des études et sondages montre cependant que la préoccupation relative aux risques environnementaux est devenue sinon prioritaire, au moins constante dans les sociétés européennes, mais ces préoccupations semblent liées d'abord aux conséquences en terme de santé publique, plus qu'à un souci authentique pour l'équilibre des écosystèmes. Le rôle des caractéristiques physiques et toxicologiques des polluants peut parfois être déterminant et faire percevoir certaines pollutions comme particulièrement « nouvelles » et menaçantes, mais le contexte et l'origine techniques et sociales de production du polluant (industrielles, agricoles, urbaines...) apparaissent tout aussi fondamentales dans les représentations des pollutions en jeu. Il apparaît cependant que les attitudes à l'égard des pollutions sont avant tout dépendantes des dynamiques d'interaction entre les différents acteurs sociaux mobilisés dans la prévention et la gestion de ces risques. La relation à un risque pour l'environnement est donc essentiellement dynamique, évolutive ; il semble donc illusoire de vouloir dessiner une hiérarchisation précise et définitive des priorités environnementales.

Ce travail s'est dans une seconde étape élaboré autour d'une réflexion critique sur les méthodologies mises en œuvre, leurs cadres conceptuels et théoriques de référence, pour aboutir enfin en préconisations pour une contribution à une production d'études plus homogènes, comparables et exploitables sur cette question des représentations des risques pour l'environnement.

LES MOTS-CLEFS

Représentation du risque	Risk representation
perception du risque	Risk perception
relation au risque	Attitude to risk
attitudes	Attitude
antropocentrisme	Antropocentrism
sociologie du risque	Sociology of Risk
enquête sociologique	Sociological Survey
anthropologie du risque	Anthropology of Risk
information sur le risque	Risk information
communication sur le risque	Risk communication
expertise	Evaluation
contre-expertise	Second Expertise Evaluation
impacts psycho-sociaux	Psycho-social Impacts
acceptation sociale	Social Acceptation
acceptabilité sociale	Social Acceptability
étude quantitative	Quantitative study
étude qualitative	Qualitative study
sondage	Opinion Poll

Sommaire

<u>Introduction</u>	p 150
<u>1) Sociologies des risques</u>	p 153
<u>1.1) Divergences et convergences théoriques</u>	p 153
<u>1.2) Un constat général : des défiances croissantes à l'égard de l'autorité des experts</u>	p 156
<u>1.3) Observations des constitutions de contre-expertises et d'une science citoyenne</u>	p 159
<u>2) Spécificités des risques pour l'environnement</u>	p 161
<u>2.1) Des risques globaux, subis, inédits dans leurs conséquences</u>	p 161
<u>2.2) La hiérarchisation des risques environnementaux</u>	p 162
<u>2.3) Anthropocentrisme contre biodiversité</u>	p 169
<u>3) Représentations des polluants</u>	p 171
<u>3.1) Le rôle des caractéristiques physiques et toxicologiques des polluants</u>	p 171
<u>3.2) La question de la synergie, du « mélange » des polluants</u>	p 174
<u>3.3) L'imperceptibilité des dangers de la pollution</u>	p 175
<u>3.4) Le contexte de production du polluant</u>	p 177
<u>4) Populations et risques pour l'environnement</u>	p 180
<u>4.1) Les sensibilités des différentes populations dépendent de leurs positions</u>	p 180

4.2) Logiques et interactions sociales p 186

5) Méthodologies p 188

5.1) Les études qualitatives p 188

5.2) Les études quantitatives p 189

Conclusion p 196

Bibliographie p 200

Introduction

Le premier constat fait dans le cadre de cette étude bibliographique est relatif à la carence de données sur les perceptions des risques pour l'environnement¹. Autant la littérature scientifique, mais aussi d'ailleurs philosophique, est en croissance exponentielle sur la question du risque, autant à y regarder de plus près les écrits de sciences humaines apparaissent finalement très limités sur la question des risques pour l'environnement.

Les recherches bibliographiques effectuées sur les sites appropriés se sont révélées peu productives par rapport aux attentes. La première difficulté fut relative à l'identification de mots-clefs à la fois suffisamment précis et existants dans les registres des sites. La deuxième difficulté réside dans le fait que la très grande majorité des bases de données des sites ne croisent pas les mots-clefs mais les juxtapose (ex : « représentations sociales » et « risques environnementaux ») et donc fournit des centaines de références à examiner... Au-delà de ces problèmes purement techniques, il est apparu que très peu d'études sont centrées sur une approche véritablement sociologique des « perceptions » des risques pour l'environnement, et se présentent simplement comme des études d'opinions. On entend par « études sociologiques » des études qui interrogent les déterminants sociaux, culturels, politiques, psychologiques, stratégiques...² La différence se tient également dans le fait que les études sociologiques de terrain portent sur des situations existantes et observées, et non sur des situations construites par le sondage, l'entretien... Les expériences « de laboratoire » tels les sondages, postulent le risque et l'individu comme génériques et indifférenciés, alors que la sociologie les « considère dans leur variété, leur pluralité » et interroge précisément celles-ci. (PERETTI-WATEL P., 2000)

L'immense majorité des études disponibles sont donc des sondages qui fournissent des données chiffrées, souvent faiblement analysées, comme nous l'étudierons tout au long de ce travail, et dans la partie critique portant sur les aspects méthodologiques.

Ces sondages portent généralement dans un premier temps sur les « perceptions » et « préoccupations », mesurées par les comparaisons et hiérarchisations des différents risques environnementaux entre eux, et par rapport à d'autres risques. Puis les questions ciblent les

¹ On notera ici « risques pour l'environnement » préférentiellement à l'expression de « risques environnementaux » qui peut entretenir une confusion avec les risques survenant par l'environnement tels les risques naturels.

² Ainsi l'étude de T.Lavoux et A.Roy (200) ne rend compte que de deux indicateurs sociologiques très généraux : la taille de l'agglomération de résidence et le niveau de revenus qui ont une incidence significative sur le niveau de préoccupation.

modes d'information et le « niveau de confiance » qu'ils suscitent, avant de se centrer sur le rôle des acteurs, et enfin sur les « solutions » politiques et individuelles possibles. Cette trame, qui est à la base des sondages, baromètres, études quantitatives examinés, détaille peu ce qui nous intéresse ici, c'est-à-dire le sens de la diversité des représentations et attitudes à l'égard des risques pour les écosystèmes. Les données quantitatives, par ailleurs, ne sont pas toujours comparables dans la mesure où elles n'ont pas été construites, produites de la même manière. Il est souvent difficile également de les articuler avec les rares résultats d'études qualitatives car elles ne portent pas toujours sur les mêmes objets : ainsi la question des « boues urbaines » abordées dans quelques études de cas ne figure pas dans les enquêtes quantitatives. Une telle dispersion des données ne permet donc guère de tirer des conclusions précises, fermes et généralisantes...

A la revue de la littérature sur le risque, il apparaît qu'en fait les risques environnementaux sont le plus souvent abordés indirectement, parce que redéfinis comme risques sanitaires, et alors pensés, traités dans le cadre de la santé publique. Lorsque la question est posée dans les études, de savoir pour qui les risques environnementaux représentent un véritable problème, les enquêtés (dans une étude IFEN/ EDF / CREDOC, de 2002) affirment être « plus inquiets pour l'espèce humaine que pour l'écosystème, et plus pour les générations futures que pour les habitants actuels de la planète ou pour eux-même »... Les menaces écologiques apparaissent ainsi plus potentielles que présentes, et semblent donc comme déconnectées dans les représentations de leur effectivité et de leur actualité, par le fait qu'elles sont alors catégorisées dans les risques sanitaires, avec d'autres risques présentant d'autres étiologies.

Peut-on alors tenter de penser les risques pour l'environnement à l'aide de la réflexion scientifique, philosophique sur les risques « généraux », toutes catégories confondues ? On peut tout d'abord observer que les risques pour l'environnement figurent au sein de la catégorie des risques technologiques mais aussi de celle des risques naturels ; or il apparaît que ces deux catégories renvoient d'abord à la notion d'accident, et par conséquent à un risque de nature aléatoire, et à caractère essentiellement visible, violent, spectaculaire... Or, si les risques pour l'environnement et plus précisément les pollutions, peuvent bien évidemment être la conséquence d'un accident, ce sont très généralement des risques imperceptibles, liés à des phénomènes le plus souvent lents, progressifs et continus, et différés dans leurs conséquences. Peut-on alors leur appliquer les mêmes concepts, observations et conclusions que celles formulées au sujet des risques accidentels, ou même des risques considérés de

manière générale? S'ils sont en partie englobés dans cette catégorie très générale des risques et à ce titre concernés par certaines observations relatives à ces derniers, les risques pour l'environnement ne peuvent cependant leur être réduits et assimilés, aussi les constats théoriques relatifs aux risques en général ne fournissent-ils qu'un cadre d'analyse des risques pour l'environnement, qui permettra aussi d'en préciser les spécificités. Nous examinerons ainsi tout d'abord et très rapidement les différents cadres théoriques d'analyse des risques et leurs critiques, afin de dégager leurs points de divergence et de convergence principaux.

Nous nous sommes basée essentiellement sur la littérature française, anglaise et américaine ; la bibliographie américaine est utilisée ici comme perspective complémentaire pour la réflexion sur les attitudes à l'égard des risques environnementaux, en revanche, nous ne disposons pas de suffisamment de données quantitatives, statistiques notamment, pour prétendre dresser un état des lieux sur l'opinion américaine vis à vis des risques environnementaux.

Nous observerons ensuite les spécificités du risque environnemental, ainsi que les principales caractéristiques des représentations des polluants les plus connus et redoutés. Il faut ici préciser que les risques environnementaux pris en compte ici ont été limités aux impacts sur l'air, l'eau, et les sols, même si les recherches bibliographiques ont pu faire des extensions ponctuelles, dans un souci de comparaison, dans d'autres domaines, tels ceux de la perception des risques nucléaires par exemple.

Nous analyserons ensuite comment au-delà des caractéristiques inhérentes aux polluants, il apparaît que les représentations sont d'abord liées aux sujets qui les produisent : les différentes populations, les acteurs sociaux et leurs interactions. Enfin nous procéderons à une approche critique des méthodologies employées.

1) Sociologies des risques

Les disciplines de sciences humaines qui s'intéressent au risque sont nombreuses et leurs approches multiples : il ne s'agit pas ici d'en faire une présentation ou une synthèse à prétention exhaustive, mais de dégager les points de divergences et convergences majeurs. L'intitulé de cette partie révèle en outre que le cadre d'analyse privilégié sera celui de la sociologie, pour des raisons de formation de l'auteur, et pour des raisons théoriques qui sont détaillées ci-après.

1.1) Divergences et convergences théoriques

Les désaccords vont d'abord porter sur l'échelle d'analyse : les psychologues vont ainsi s'intéresser à la perception individuelle des risques, montrant notamment que « les peurs et les expériences sont généralement indépendantes : la proportion d'enquêtés déclarant avoir peur d'un risque donné est à peu près identique, que les individus en aient ou non déjà été victimes (...) les peurs et les risques objectifs relèvent de logiques différentes » (PERETTI-WATEL P., 2000, p.162) « Il faut (donc) dissocier la préoccupation sanitaire (ou sécuritaire) et la peur personnelle. Cette dernière semble d'abord liée au sentiment de vulnérabilité personnelle, plus qu'à l'expérience de victimisation. » (PERETTI-WATEL P., 2000, p.162) Ce même auteur en conclut : « Les analyses factorielles de différentes études portant sur la hiérarchisation de différents types de risques montre l'importance des systèmes de valeur, des sentiments de maîtrise sur le monde et de l'expérience du monde. » (PERETTI-WATEL P., 2000, p.162)

Or ces systèmes de valeur, cette expérience du monde et ces sentiments de maîtrise sont conditionnés socialement. C'est ce que soulignent et étudient sociologues et anthropologues – et historiens- qui vont montrer l'importance des conditions historiques, sociales et culturelles de production des perceptions qui ne peuvent être uniquement dépendantes de facteurs strictement individuels, dans la mesure où l'humain n'est pas un être purement cognitif et affectif, affranchi des conditions de vie collective dans laquelle il est inséré.

La prééminence de cette conception sociale de l'humain s'est traduite dans un consensus assez large, relatif à la nécessité d'un changement de concept : les chercheurs en sciences humaines très majoritairement préfèrent utiliser le terme de « représentation » à celui de « perception » du risque. Car la notion de « perception sociale » suppose une réalité extérieure plus ou moins bien appréhendée par l'appareil sensoriel, cognitif et émotionnel d'un individu seul face à cette réalité, tandis que la notion de « représentation sociale » « refuse la distinction entre réalité et imaginaire, bonnes et mauvaises raisons de se représenter le risque, et indique que celui-ci est toujours construit » collectivement, au sein d'une culture historique, scientifique, politique et idéologique (PERETTI-WATEL P., 2000) Autrement-dit il n'y a pas du point de vue des sciences humaines de bonnes et mauvaises perceptions de la réalité d'un risque, mais des représentations diverses, plus ou moins divergentes ou consensuelles, parce que par exemple en accord avec des représentations scientifiques, elles-mêmes non pas de simples reflets de la réalité, mais des constructions plus diverses, variées, évolutives que l'on se le fait souvent croire.

Un mouvement de sociologie actuel³ revendique le « principe de symétrie » qui n'exclut pas a priori de l'analyse sociologique certains savoirs et certains acteurs sous prétexte qu'ils seraient plus « rationnels » que d'autres, par exemple parce que scientifiques et garants à ce titre d'une vérité inaccessible et inaliénable aux sciences sociales. La sociologie des sciences montre que si la science est productions de savoirs et de vérités, et qu'elle cherche à se présenter comme telle et uniquement comme telle, elle est aussi productrice d'erreurs, de fausses pistes, de représentations, et au niveau humain d'intérêts, d'ambitions, de stratégies et de luttes de pouvoir qui ont un sens sociologique⁴. Il est donc illusoire et partial que de ne vouloir analyser que les populations « profanes » et leurs attitudes prétendument irrationnelles, comme si les savoirs et attitudes des spécialistes et des experts n'étaient que pure rationalité et désintéressement...

Les auteurs qui vont se réclamer des sociologies symétrique, pragmatique et constructivistes critiquent alors des approches considérées au mieux comme incomplètes lorsqu'elles ne portent que sur les « profanes », au pire comme partiales, et par ailleurs souvent « a-

³ Voir notamment les auteurs suivants : CALLON M., LASCOUMES P., BARTHE Y., LATOUR B., CHATEAURAYNAUD F., TORNY D., DUCHENE F., MOREL-JOURNEL C., COANUS T., MARTINAIS E.

⁴ On peut citer ici B.LATOUR (1997): « Le premier principe de symétrie qui (bouleversera) les études sur les sciences et les techniques (exigera) que l'on traite dans les mêmes termes l'erreur et la vérité » rétablissant ainsi « la continuité, l'historicité, et, disons-le, la justice... »

temporelles » et « a-spatiales »... Les critiques vont donc également se porter sur le niveau de généralité de nombreuses théories du risque : si certaines ont remporté un succès qui dépasse les cercles universitaires au sein desquelles elles sont nées, elles n'en sont pas moins sévèrement contestées par des chercheurs affirmant la nécessité d'analyses moins ambitieuses mais beaucoup plus proches de la diversité des terrains : « Adossées à des formes d'organisation sociales puissantes (les technostructures d'Etat, les systèmes assurantiels privés, sur fond de désir sécuritaire contemporain...) les deux regards (celui des gestionnaires représentés par la notion de « culture du risque », et celui des théoriciens U.Beck et A.Giddens qui définissent une « société du risque ») ont en commun de refuser a priori d'accorder diversité et autonomie à ce que nous avons appelé les territoires.(...) Les notions de culture du risque et de société du risque (...) seraient peut-être moins descriptives d'une réalité sociale contemporaine que l'expression d'un désarroi des « élites » face à l'épaisseur et à la diversité des territoires. » (DUCHENE F., MOREL-JOURNEL C., COANUS T., MARTINAIS E., 2004)

Pour ce qui est des convergences, on peut en observer une qui semble exister de fait, plus que de principe : très peu d'études portent en fin de compte véritablement sur les représentations, tandis que se développent celles portant sur les modes de communication, concertation, participation des citoyens...Ce constat confirme l'idée que l'attitude à l'égard de la pollution est moins un simple rapport d'un individu à un polluant, que le résultat d'interactions sociales entre des acteurs diversement concernés par l'appréhension et la gestion d'une pollution. Il n'y a donc pas chronologiquement perception du polluant puis négociation à son sujet entre les acteurs concernés mais un contexte préexistant d'interrelations entre des acteurs sociaux, qui va donner lieu à interprétations, significations quant à l'irruption d'un polluant au sein de leurs interactions. Et c'est ainsi que se forment des constructions sociales de représentations des pollutions. On peut aussi faire remarquer qu'aussi naturel soit-il, un polluant ne peut être appréhendé directement, en dehors de tout contexte social, par des individus, car étant le plus souvent imperceptible, il ne peut exister - en tant que risque et non simple nuisance elle, bien perceptible - que déjà interprété par des discours scientifiques, émanant d'acteurs sociaux qui ne sont pas perçus comme plus neutres que d'autres.

Ce glissement dans l'objet de recherche – de l'étude des représentations à celle des négociations relatives aux risques- n'est pas une pure question théorique, il présente des

modifications très concrètes dans la gestion des risques et des conflits fréquents à leur sujet. Ainsi certains auteurs vont-ils construire une critique d'une autre notion fréquemment utilisée dans la gestion du risque : celle « d'acceptabilité sociale ». Des chercheurs américains vont s'employer à montrer les limites des cadres classiquement utilisés par les politiques publiques et industrielles américaines de communication sur les risques : l'approche DAD (Décider-Annoncer-Défendre) et la focalisation autour du concept d'«acceptation sociale ». Ces approches selon eux n'ont fait que renforcer les conflits avec le public, car supposant que les experts sont les seuls habilités à définir, évaluer et gérer le risque, pour en décider, l'annoncer au public et le défendre coûte que coûte, - quand bien même certains exemples montrent que ceux-ci peuvent se tromper. La tendance est alors à l'association entre experts et profanes, spécialistes et citoyens, dans la co-production de protocoles de recherche et de gestion des risques. (BEECHER N., HARRISON E., GOLDSTEIN N., MC DANIEL M., FIELD P., SUSSKIND L., 2005)

1.2) Un constat général : des défiances croissantes à l'égard de l'autorité des experts

Les citoyens concernés par des risques de pollution se montrent de plus en plus critiques voire sceptiques à l'égard des discours des divers experts et même des plus scientifiques d'entre eux. Ces critiques quant à l'autorité scientifique se construisent à différents niveaux : elles portent de manière la plus commune, sur l'indépendance économique et politique des scientifiques par rapport aux pouvoirs des industriels, des administrations, des institutions politiques. Elles s'en prennent également à la faiblesse heuristique des débats scientifiques dont les controverses et les conflits sont manifestes et déroutent le public en attente d'une vérité consensuelle.

Ces critiques sur la capacité d'opérationnalité de la science et de la technique s'expriment ainsi de manière très explicite au travers même des sondages : « Les doutes sur la capacité du progrès scientifique et technique pour résoudre les problèmes d'environnement se maintiennent à 59% des enquêtés. La montée du doute a concerné pratiquement toutes les catégories de population » (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002) – alors que par ailleurs « plus d'un Français sur deux (57%) déclarent faire plus confiance à la science que dans le passé » (IRSN Baromètre 2006) Faut-il en conclure que si les « progrès de la science » sont bien reconnus,

l'environnement est perçu comme un système complexe, dont les perturbations ne peuvent être simplement réparées par les avancées scientifiques et techniques ?

Les individus calculent le risque mais pas forcément comme les experts : « ils peuvent par exemple choisir de vivre dans une zone polluée avec le risque grave mais très faible de malformations de leurs nouveaux-nés, plutôt que le risque peu élevé mais certain du coût (économique, social, psychologique, organisationnel...) d'un déménagement. Le modèle de l'Homo Economicus se fonde sur des expériences de laboratoire, dans lesquelles le gain est économique, ignorant ainsi la réalité de recherche de gains non monétaires (c'est le cas dans la pratique des sports extrêmes). Si en laboratoire les gains et les coûts sont explicites, dans la vie ils sont généralement très difficiles à estimer : quel peut être le coût d'un accident de la route ? » (PERETTI-WATEL P., 2000) Les individus, ignorant ou connaissant les évaluations objectives des risques –de la route par exemple- calculent donc le risque subjectivement, par rapport à leurs valeurs, leurs intérêts...

Enfin il faut noter que la critique faite à la science peut s'élever à un niveau proprement épistémologique : là encore cette institution semble se leurrer quant à son autorité, car nombre de nos concitoyens préfèrent s'en remettre à leurs propres modes d'évaluations de la réalité plutôt qu'aux protocoles scientifiques : « Les savoirs environnementaux scientifiques, officiels, légitimes, sont contestés à partir d'un véritable empirisme qui privilégie l'expérience sensible contre la spéculation ou même l'expérimentation scientifique. (...) Ainsi la pollution de l'incinérateur ne se manifeste pas selon les élus et les employés communaux, car un jeune pêcher et des lys blancs poussent sur les mâchefers, et la végétation à proximité de l'incinérateur est luxuriante. Ces arguments (...) font preuve de l'innocuité du « four » (...) Les partisans de l'incinérateur revendiquent le bon sens, celui qui fait voir le danger là où il est, tel qu'il se manifeste. Pour eux, le risque n'est pas celui qui est calculé théoriquement, ou expérimentalement dans les laboratoires, mais celui que l'on observe et que l'on évalue sur le terrain. (...) il faut contextualiser le risque, car il n'est pas absolu mais relatif, conditionnel, contextuel. » (E.VAN STAEVEL, 2006)

CALLON, LASCOUMES et BARTHE (2001), suite à leurs analyses des relations entre experts et profanes distinguent « recherche confinée » (celle des spécialistes) et « recherche de plein air » (celle des profanes)... Nous pouvons percevoir cette différence dans l'exemple qu'ils reprennent de l'analyse réalisée par le sociologue Brian Wynne, sur

l'inquiétude des riverains de l'usine de retraitement nucléaire de Sellafield en Angleterre, au sujet d'un excès de leucémies infantiles. En 1983, une enquête officielle confirme l'excès de leucémies sans l'attribuer à une cause particulière. En 1986, la contamination de la région du fait de Tchernobyl, fait interdire à la vente les moutons contaminés en Angleterre pendant une vingtaine de jours en attendant une décontamination « naturelle ». Ce ne sera pas le cas avec les moutons de la région de Sellafield car « le césium qui ailleurs disparaît ici reste actif et mobile (le sol n'y est pas alcalin). Les prairies de Cumbria sortent du cadre construit par les experts : le mode réel est toujours plus complexe, plus divers, que celui qui est représenté dans les modèles de laboratoire. » Les riverains et notamment les bergers refusent l'imputation de la radioactivité à Tchernobyl, persuadés qu'elle est locale. « Malgré la belle assurance des scientifiques, peut-être même à cause d'elle, les bergers restent sceptiques. D'abord parce que les spécialistes se sont trompés une fois et qu'il ne leur semble pas déraisonnable de penser qu'ils peuvent être une seconde fois dans l'erreur. La suite prouva d'ailleurs que leurs craintes étaient fondées : quelques mois plus tard les experts reconnaissent que la radioactivité observée est due pour moitié à Tchernobyl et pour une autre moitié à ce qu'ils nomment pudiquement « d'autres sources ». (...) Ce qui renforce les éleveurs dans leur sombre pressentiment, c'est qu'à un moment donné les experts, désarmés, sollicitent leur aide pour mesurer les taux de radioactivité. La campagne de mesure est organisée par les experts, sans consultation préalable des bergers, qui sont considérés comme de simples auxiliaires, tout juste capables de relever des données sur un instrument. Mais les bergers savent que le quadrillage retenu par les scientifiques ne correspond pas à la géographie fine de leurs pâturages : les zones sont très hétérogènes et ne peuvent être réduites à une seule variable climatique ou environnementale : « Ils (les experts) ne peuvent comprendre cela. Ils pensent qu'une ferme est une ferme et qu'une brebis est une brebis. » A un autre moment, de guerre lasse, les chercheurs suggèrent aux bergers d'aller faire paître leurs troupeaux sur d'autres prairies qui semblent moins contaminées. Même réaction désabusée des bergers : « Les experts s'imaginent que vous vous tenez dans le bas de la pente et qu'en agitant votre mouchoir les moutons vont accourir ventre à terre. Je n'ai jamais entendu parler d'un mouton qui prendrait de la paille pour du foin ! » (...) Dans ces différents épisodes, ce sont des formes de savoirs différentes qui entrent en conflit. Le caractère local, multidimensionnel, variable, des phénomènes échappe à la science confinée des spécialistes. Les experts (...) au mieux ignorent les groupes concernés, dans ce cas les éleveurs ; au pire, ils les méprisent, les accusent d'irrationalisme, d'archaïsme, les considérant comme des indigènes emberlificotés dans d'étranges croyances ou représentations du monde. Les chercheurs croient qu'un mouton

est un mouton ; les éleveurs savent bien qu'une telle tautologie est une grossière erreur. C'est dans ce petit écart que se loge la coopération possible entre recherche de plein air et recherche confinée. »

Cette coopération apparaît désormais comme un objectif autant politique qu'épistémologique.

1.3) Observations des constitutions de contre-expertises et d'une science citoyenne

Les doutes quant à la fiabilité des expertises vont présenter différentes conséquences : les « profanes » peuvent s'en tenir à leurs modes d'appréhension propre de la situation, ou s'ériger en contre-experts, comme en rend compte une étude française sur la « perception sociale des risques sanitaires » liés à une papeterie : « La perception des acteurs de la société civile repose sur une expérience personnelle (voire familiale ou de groupe) et sur la base d'un vécu intime (proximité de l'habitat, cadre de vie, situation personnelle, expériences antérieures). La formulation du risque ne s'exprime pas dans les mêmes termes d'objectivation scientifique que celle auxquels recourent les acteurs publics et les experts. Du coup, la gestion de l'incertitude ne peut être fondée sur les mêmes catégories de perception et de représentation du risque. Le profane ramènera l'inconnu, l'incertitude à des expériences vécues, connues et à des situations limites, par associations d'idées et d'expériences relevant du connu et du vécu individuel ou de proximité. Dans le cas d'une exacerbation des inquiétudes face à la non résolution des problèmes de nuisances éprouvées, l'attitude observée peut aller jusqu'à une amplification des risques présumés et donc d'une remise en cause radicale des approches objectives et scientifiques. Cette situation débouche sur des projections quasi déterministes tendant à assimiler un risque à des dangers à venir ou à des affections systématiquement reliées et associées à une source de nuisances sans vérification et contrôle. Dans l'émergence du doute, l'angoisse attise une démarche peu méthodique de collecte des informations et observations renforçant la justification d'un état de victime présente ou future. Mais d'autres acteurs procèdent à l'image des experts et s'en remettent à l'examen méthodique des protocoles scientifiques, se positionnant dans une contre-expertise. C'est entre ces deux grandes positions que les experts se trouvent pris. (...)

Face à une expertise limitée dans l'explicitation des risques sanitaires, pour des raisons techniques, les acteurs de la société civile les plus à même de juger de la valeur scientifique

des études produites, s'est constituée en une contre-expertise se forgeant sur les conditions mêmes de production des études, sur les hypothèses de départ. Concernant essentiellement les campagnes de mesure, ces remises en question successives du bien-fondé, du sérieux ou de l'efficacité de ces résultats, sont formulées par les « contre-experts » effectuant une relecture des méthodes, des calculs et des interprétations. (...) (Car en effet) Sur le panel des représentants de la société civile, nous comptons pas moins de dix ingénieurs, tous très engagés dans les démarches de concertation avec les acteurs publics. Ils sont en outre présents au sein des conseils d'administrations des associations les plus en vue sur l'affaire de la papeterie, sinon adhérents et membres actifs. Qu'ils soient en activité ou en retraite, ils conservent une capacité d'analyse et d'expertise qu'ils mettent au profit de la cause défendue par les associations. D'où des argumentaires construits qui obligent les représentants de l'industrie en cause ou ceux des administrations (DDASS, DRIRE) et cabinets d'étude (INERIS) à démontrer, expliciter les méthodes, les résultats et l'origine des données produites servant l'expertise officielle. Les deux angles d'attaque par la contre-expertise sont : le questionnement sur les conditions de production des données (méthode de métrologie, calibrage, protocoles) et sur le choix et l'interprétation des résultats produits. Calculer ainsi une moyenne est souvent remis en cause dans le protocole servant l'expertise. » (HARPET C., VOLLE I., 2005)

Expertises et contre-expertises peuvent cependant s'associer plutôt que se confronter, dans le cadre de véritables collaborations scientifiques. Et la synthèse des expériences des diverses formes de collaboration du public à la recherche (aux Etats Unis) permet de montrer que citoyens et experts peuvent travailler ensemble pour comprendre le problème, développer des questions ou des hypothèses de recherche, élaborer une méthodologie, produire et analyser des données, esquisser des conclusions et communiquer des résultats. Les bilans faits par les participants témoignent de satisfactions mais aussi de frustrations et scepticismes, qui montrent l'importance d'intégrer les participants dès le début de la recherche. (BEECHER N., HARRISON E., GOLDSTEIN N., MC DANIEL M., FIELD P., SUSSKIND L., 2005)

Le développement d'une telle « science citoyenne » permettrait ainsi selon certains auteurs de dessiner la définition d'une « science avec impact » (sur la société), dont les critères seraient (selon Cash), sa crédibilité, sa légitimité et sa pertinence... (CASH, DW., CLARK, WC., ALCOCK F., DICKSON NM., ECKLEY N., GUSTON J., JAGER J. and MITCHELL R.B, 2003)

2) Spécificités des risques environnementaux

Au-delà de ces bilans et débats en cours identifiables dans le champ de plus en plus large de la sociologie du risque, il convient maintenant de s'interroger sur les éventuelles spécificités du risque environnemental, avant même de parler de pollutions.

2.1) Des risques globaux, subis, inédits dans leurs conséquences

Comme nous l'avons déjà évoqué en introduction, « Les risques contemporains sont des risques globaux (relativement plus égalitaires aussi) et invisibles parce qu'imperceptibles : seules la science et l'expertise peuvent les montrer. Mais celles-ci sont perçues comme impuissantes (les controverses montrent leurs limites) voire complices des producteurs de risques. » (PERETTI-WATEL P., 2000)

Par ailleurs, les risques environnementaux semblent souvent être perçus comme des périls, c'est-à-dire comme des risques subis, et non contrôlables individuellement voire collectivement, au contraire de nombre de risques qui sont plus ou moins choisis, tels le tabagisme, la conduite automobile, etc... (PERETTI-WATEL P., 2000).

De plus, de manière sans doute plus marquée que d'autres types de risques, « le risque écologique est inédit (...) en ce qu'il pose beaucoup d'incertitudes quant à sa probabilité et à ses dommages. (...) Dans une certaine mesure, ces risques écologiques poursuivent et radicalisent les transformations induites par le recours sans cesse croissant à la notion de risque : prolifération du risque à tous les niveaux, à l'échelle des catastrophes spectaculaires comme dans nos verres et nos assiettes, mais également dilution des chaînes causales et des responsabilités. (Mais ici) la recherche de la cause redevient pertinente. De plus, le traitement des risques écologiques a vu l'émergence de la notion de précaution qui ranime le principe de responsabilité. (...) Ces risques remettent en cause la rationalité probabiliste : le caractère irréversible de certains dommages nécessite que soit définis des seuils d'acceptabilité du risque, question qui ne peut être réglée par les seuls outils actuariels (les méthodes mathématiques notamment). (...) Les dommages peuvent être irréversibles, qui atteignent l'intégrité de la vie, se transmettant aux générations suivantes (causalité et temporalités sont dilatées, différées). (...) Dès lors, le problème de l'acceptabilité ne saurait recevoir une réponse technique, car il relève du politique. » (PERETTI-WATEL P., 2000)

Mais comment ces risques particuliers sont-ils représentés parmi d'autres, auxquels nous sommes également confrontés ?

2.2) La hiérarchisation des risques environnementaux

Cette question de la hiérarchisation des risques environnementaux apparaît aujourd'hui comme l'une des questions essentielles dans les sondages, dans l'objectif probable de mesurer « le niveau de préoccupation pour l'environnement dans l'opinion » : « 9 personnes sur 10 se disent assez ou très sensibles aux questions environnementales (93% dans les populations favorisées contre 80% dans la population générale), mais ce sujet arrive en 7^{ème} position derrière l'insécurité, les maladies graves, la chômage, la drogue, la pauvreté en France et la pauvreté dans le monde. Il y a donc progression du sentiment que l'état de l'environnement est mauvais, et tout particulièrement au niveau planétaire : 63% des enquêtés, 20% ont la même opinion pour l'Europe, 19% pour la France et 15% pour la région : plus la zone géographique est vaste et éloignée du lieu de résidence, plus les jugements sont défavorables. » (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002)

On peut observer que selon les Baromètres IRSN la préoccupation envers la dégradation de l'environnement reste stable depuis 1999, aux alentours de 20%, tandis que les premières préoccupations varient beaucoup : passant en 1999 du chômage, en 2000 et 2001 de « la violence dans les banlieues », en 2002 à l'insécurité, pour revenir en 2003, 2004, 2005, aux problèmes du chômage, de la misère et l'exclusion.

Cependant la régularité même de cette mesure révèle la secondarité face aux événements de cette place de l'environnement dans les préoccupations des Français : ainsi si elle apparaît comme une « préoccupation montante (+ 10 points de 1999 à 2001) du fait d'évènements environnementaux (marée noire de l'Erika en 1999, inondations et tempêtes en 2000-2001), cette montée de la préoccupation s'est vue stoppée par le souci de l'insécurité nationale et internationale (11 septembre 2001) avec une baisse corrélative pour l'environnement (de 22% à 19% entre Oct. 2000 et Nov.2001). » (T.Lavoux, A.Roy, 2002)

Au sein même des risques environnementaux, lesquels sont considérés comme les plus préoccupants ? On retrouve là une relative constance au fil des années de la hiérarchisation

des priorités : depuis octobre 2000, selon le Baromètre IRSN de 2004, « le classement obtenu pour les problèmes d'environnement connaît une grande stabilité, avec dans l'ordre des priorités : la pollution de l'eau, l'effet de serre, la pollution de l'air, la destruction des forêts, la diminution de la couche d'ozone, la pollution des sols, les dommages liés aux catastrophes naturelles, la disparition d'espèces animales, la dégradation du paysage, les nuisances sonores. On peut noter que les installations chimiques sont de plus en plus perçues comme une activité à risques élevés (+ 10% entre 2001 et 2004) » (Baromètre IRSN 2004)

« La lutte contre la pollution atmosphérique est donc la première préoccupation environnementale (en particulier pour les franciliens et les grandes villes) devant la protection des milieux aquatiques, et est considérée comme la première mission de l'Etat. La pollution de l'eau est une préoccupation plus importante pour les personnes âgées (2 fois plus que chez les moins de 25ans⁵) et dans les petites communes », où l'on peut penser que la pollution atmosphérique apparaît comme moins inquiétante. (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002)

Une autre étude confirme que l'eau est la deuxième préoccupation environnementale (31%) après l'air (38%) dans les milieux urbains mais la première préoccupation dans les milieux ruraux. Deux exceptions qui placent toutes populations confondues l'eau en première préoccupation : les bassins hydrographiques de Loire-Bretagne (nitrates) et Rhin-Meuse (eaux souterraines). De manière générale, les personnes interrogées pensent à 44% (80% pour les océans) que la qualité des eaux s'est dégradée cette dernière décennie et la perception de l'évolution est négative (plus de 50% craignent dégradation). (A.Roy, 2004)

On peut observer que les parlementaires français, interrogés en 2003 par la SOFRES, ont pour priorités de l'action du gouvernement tout d'abord la gestion de l'eau, puis celle des déchets, avant la lutte contre l'effet de serre, la maîtrise de l'énergie, le développement de énergies renouvelables, et seulement la lutte contre la pollution de l'air, avant la gestion des sites pollués, la protection des paysages, la lutte contre le bruit et la sauvegarde de la faune et de la flore. On peut noter que la question posée - priorités de *l'action du gouvernement* - est un peu différente de celles posée aux citoyens qui n'est relative qu'aux préoccupations, sans que n'apparaîsse le rôle du gouvernement, ce qui rend difficilement directement comparables les résultats. Les auteurs cependant expliquent cette différence par le fait que la majorité des parlementaires sont âgés et donc présenteraient dans l'ordre chronologique en quelque sorte de leur « prise en charge » politique les priorités environnementales. (PROSES, 2003)

⁵ Les auteurs et commentateurs du sondage ne donnent pas d'explication à ce phénomène...

Au-delà du seul niveau de l'inquiétude, les questions de l'information, de la communication et des responsabilités sont également posées dans ces sondages. Ces études quantitatives confirment là encore l'importance de ces dimensions et de leurs critiques dans les représentations de la pollution : « près des ¾ des français estiment l'information (sur la qualité de l'eau dans les milieux naturels) insuffisante, (...) « un peu moins de la moitié des personnes interrogées pense que l'information est crédible et une personne sur deux estime qu'elle est compréhensible. » La gestion et l'information sont attribuées pour les eaux locales aux instances locales, et pour les mers à l'Etat et l'Union Européenne; mais « quel que soit le milieu aquatique, c'est aux associations que les individus font le plus confiance pour s'informer ». Ainsi donc, concernant la protection de la qualité de l'eau, l'action des collectivités locales est plébiscitée devant celle de l'Etat, tandis que la protection de la qualité de l'air est estimée à égalité comme relevant des collectivités locales ou de l'Etat voire de l'Europe. De la moitié aux trois quarts des Français ne font pas confiance à l'Etat concernant l'information et une action sécuritaire efficace concernant les risques chimiques, nucléaires, ou encore ceux liés aux OGM. (T.Lavoux, A.Roy, 2002)

Plus généralement, « Les installations chimiques, les déchets radioactifs, les déchets chimiques, les retombées radioactives en France de l'accident de Tchernobyl, les pesticides, la pollution des lacs, la pollution atmosphériques sont perçus comme des situations qui présentent un risque élevé, pour lesquelles la confiance dans les autorités ne peut pas être accordée et où il existe un faible crédit à l'information sur les dangers représentés. » (Baromètre IRSN 2004)

Pour ce qui concerne la gestion, « 92 % des personnes interrogées pensent qu'il est important d'associer les usagers et citoyens à la gestion de l'eau . » Cependant précise l'auteur, « Les Français n'ont pas conscience de leur responsabilité individuelle concernant la qualité de l'eau. Dès lors, la participation du public à la gestion de l'eau prévue par la réglementation (directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE) pourrait constituer le levier d'une prise de conscience citoyenne. » (A.Roy, 2004)

De manière plus générale, les Français semblent avoir des difficultés à prendre conscience de leurs propres responsabilités : en effet, « seuls 14% des Français imputent la responsabilité de la protection de l'environnement aux citoyens et consommateurs, contre 40% pour le gouvernement au niveau national.(...) Les Français se distinguent très nettement de leurs voisins européens par un sentiment d'impuissance à lutter individuellement contre les

problèmes d'environnement. A l'inverse, les Allemands et les Italiens considèrent qu'ils ont individuellement des leviers d'action. » (Moniteur de l'environnement, 2000)

Poursuivant la comparaison dans les relations à l'environnement, on peut observer d'assez grandes disparités entre les pays européens :

« L'Allemagne se situe à un extrême. Le niveau de préoccupation à l'égard des problèmes d'environnement apparaît plus faible que dans les autres pays, notamment en ce qui concerne les effets possibles sur la santé. En réalité, il semble que ceci soit dû à une meilleure maîtrise de ces questions : les Allemands sont plus satisfaits de la qualité de l'environnement au niveau local, et aussi des faits par leurs industries en faveur de l'environnement. De plus, les Allemands sont convaincus qu'eux-mêmes et les citoyens en général, peuvent être acteurs et ils sont prêts à agir soit par le boycott ou la protestation, soit par des contributions financières. En Grande-Bretagne, les opinions sont généralement voisines de celles des Allemands, mais elles sont moins affirmées ou un peu en retrait.

L'Espagne se situe à l'autre extrême. L'inquiétude relative aux problèmes d'environnement est très forte, bien qu'elle soit en balance avec la peur du chômage et de l'insécurité, avec des craintes importantes d'effets négatifs sur la santé (le score le plus élevé en Europe, plus de 80%, avec l'Italie). Les Espagnols portent un jugement très négatif sur la qualité de l'environnement au niveau local et sur les efforts des entreprises et des industries. (...)

L'Italie montre des opinions très contrastées : un très fort niveau de préoccupations, le plus élevé en Europe, des jugements assez sévères sur la situation actuelle et sur le comportement des entreprises. Mais à la différence des Français, ils sont prêts à agir et à s'engager. Non seulement, ils sont convaincus que la protection de l'environnement peut participer à la croissance économique et ils réclament des lois plus sévères mais ils sont aussi prêts à s'engager personnellement et à consentir des efforts financiers.

Enfin, on retiendra que dans le sud de l'Europe, les problèmes d'environnement les plus aigus concernent d'abord la pollution de l'eau et la pollution de l'air tandis qu'en Allemagne et en Grande-Bretagne, les préoccupations d'ordre planétaire sont plus présentes : disparition des forêts tropicales, réduction de la couche d'ozone... » (ADEME, 2001)

Mais on peut également observer des constantes cette fois sur la hiérarchie des problèmes, ainsi « Les sources de pollution jugées les plus graves par les citoyens européens sont par ordre décroissant : les pollutions industrielles (rejets dans l'eau et l'air : 68%), loin devant les pollutions d'échelle planétaire de type rétrécissement de la couche d'ozone, effet de serre ou

destruction de la forêt tropicale (42%), l'utilisation excessive de produits chimiques par l'agriculture (42%), et les pollutions pétrolières maritimes et littorales (40% des citations). D'autres sources de pollutions inquiètent presque autant que la pollution par le pétrole. C'est le cas des déchets nucléaires (36%), des déchets industriels (38%) et de l'automobile (pollution de l'air : 38%).(...) Le problème des détritiques est typiquement une source de pollution qui concerne les pays du Sud de l'Europe. (...) Désignées il y a quelques années comme l'un des risques écologiques majeurs pour le continent européen, les pluies acides inquiètent aujourd'hui peu les citoyens européens. D'autres pollutions ont pris le relais, notamment dans les médias. » (Eurobaromètre 110,1998, p 14)

Comme ce qui concerne la hiérarchisation des problèmes environnementaux par rapport à d'autres types de risques, la place de chaque risque écologique varie grandement avec sa médiatisation au point de disparaître des réponses, mais souvent aussi des questions, c'est souvent le cas des pluies acides qui ont quasiment disparu, tandis que « Le cinquième problème le plus fréquemment mentionné est celui de « l'impact sur notre santé de produits chimiques utilisés dans les produits de tous les jours » : 35% » (Eurobarometre 217, 2004)

Les différences entre Européens, varieraient d'abord, selon les interprétations des auteurs d'une analyse commanditée par la Commission Européenne, avec les conditions de vie des ressortissants de l'Europe de l'Ouest ou de l'Est. « Les Européens se disent davantage préoccupés par les problèmes environnementaux qui touchent directement leur vie. Cinq priorités ont ainsi été relevées : la pollution de l'eau (47%), les catastrophes d'origine humaine telles que les marées noires et les accidents industriels (46%), le changement climatique et la pollution de l'air (45% chacun) et les produits chimiques (35%). Cependant, les résultats du sondage révèlent d'importantes différences d'opinions entre les ressortissants des 15 premiers États membres et ceux des 10 nouveaux (UE-10). Ainsi, le changement climatique est la préoccupation principale des citoyens de l'ancienne UE-15, mais figure seulement au 7^{ème} rang dans l'UE-10. » (Commission Européenne, 2005)

Une étude internationale, rare, portant sur les chercheurs compétents en environnement, révèlent que eux aussi hiérarchisent les problèmes environnementaux en fonction de leur origine culturelle, et donc des conditions de vie et priorités propres à leur pays. On restitue ici le détail de l'analyse qui montre que les points de vue « éclairés » des scientifiques ne sont pas aussi détachés des conditions sociales, culturelles et politiques de

production que l'on pourrait le croire: « L'analyse fait apparaître que la définition des problèmes environnementaux et leur hiérarchisation dépendent plus de l'origine géographique du répondant que de l'appartenance disciplinaire. Il semble que l'on puisse discerner deux facteurs discriminants qui contribuent à la différenciation des visions de l'environnement : d'une part, les problèmes particuliers auxquels sont confrontés un pays ou une région donnés et, d'autre part, les représentations culturelles, principalement celles concernant la nature. Ainsi les répondants de la zone USA-Canada-Pacifique et Europe du Nord évoquent en premier les problèmes liés à la démographie et au développement sous l'angle de la contradiction entre la limitation des ressources mondiales et la croissance démographique. En deuxième position, on trouve le changement climatique et les conséquences négatives qu'il peut entraîner. Puis le caractère limité de la ressource en eau. Les valeurs sont évoquées sous l'angle du manque de cohésion sociale et de conscience environnementale. Les ressources naturelles (ressources agricoles, eau, sols, écosystèmes, comme les forêts), leurs limites ou leurs perturbations dominent l'appréhension des problèmes environnementaux par ce groupe de chercheurs.

Les chercheurs de l'Europe du Sud évoquent en premier les problèmes relatifs à l'eau continentale (limite de la ressource et sa pollution), aux sols, puis au changement climatique et à la raréfaction de l'ozone stratosphérique en insistant sur leurs conséquences. La croissance démographique arrive en troisième position, principalement associée à la pauvreté et aux désastres qui l'accompagnent plutôt qu'à la limitation des ressources. Dans ce groupe de problèmes sont évoqués également les déséquilibres Nord/Sud et le manque de coopération économique. Les soucis relatifs à la dégradation des ressources et de l'environnement des pays du Sud par les pays du Nord apparaissent également connectés à ce groupe. On relève aussi une sensibilité particulière à la santé à travers le risque d'émergence de nouvelles maladies, notamment virales. Les répondants d'Asie du Sud et d'Afrique citent en première position la démographie et le développement, cependant ils leur accordent une importance relative moindre que ceux de la zone USA-Canada-Pacifique et d'Europe du Nord. En deuxième position, on trouve le changement climatique, puis le caractère limité de la ressource en eau et ensuite la dégradation des sols (érosion, salinisation). On retrouve ici une sensibilité aux facteurs perturbant la production agricole. On notera cependant qu'ils donnent une place très faible, la plus faible de l'ensemble des répondants, à la limitation des ressources alimentaires. Ils attachent aussi une importance particulière aux questions de santé, encore sous l'angle de l'émergence de nouvelles maladies.

Les répondants d'Europe de l'Est évoquent le changement climatique, puis la rareté et la pollution de l'eau, notamment à travers les pollutions diffuses et la qualité/sécurité de l'eau pour les populations. Ensuite on trouve le nucléaire et les risques industriels, sous l'angle également des pollutions. On remarque une préoccupation très forte pour les valeurs dans ce groupe de pays en pleine évolution culturelle. Les Français ont une position originale. Ils citent en premier lieu la démographie et le développement en les associant à la pauvreté dans les pays du Sud. La pauvreté est vue autant comme une cause de l'explosion démographique que comme une conséquence. Ils sont les seuls à mettre en second les risques industriels et nucléaires, accordant un intérêt particulier au stockage ou au recyclage des déchets de toute nature. Ils sont particulièrement soucieux de la gravité de ces risques dans les pays de l'Est. L'importance de l'équipement électronucléaire français peut évidemment contribuer à expliquer cette sensibilité particulière. Quand ils évoquent les atteintes aux ressources naturelles, ils élargissent leur point de vue à la dégradation du cadre de vie, des paysages et des espaces ruraux par le tourisme et l'urbanisation mal contrôlée. Les espaces ruraux sont aussi appréhendés de manière positive à travers leur préservation et la gestion des écosystèmes. Cet intérêt marqué pour la " campagne " n'exclut pas une attention à la ville (vie urbaine et transports). L'aménagement des espaces et du territoire semble être une préoccupation bien française, ainsi que l'agriculture (les questions d'appauvrissement des sols, de surexploitation agricole, de pollution des nappes phréatiques et de qualité des aliments). Le domaine des valeurs, " solidarité, éthique, citoyenneté ", est également très riche de notions francophones (respect de la personne, responsabilité individuelle, perte des valeurs). Il faut enfin noter un taux relativement faible de citation des problèmes liés au changement climatique.

L'importance de la situation géographique est d'autant plus remarquable que les réponses de l'enquête sont très majoritairement rédigées en anglais, ce qui tend à gommer les différences de conception de l'environnement liées aux différences de langage. Le caractère limité des ressources naturelles et les atteintes dont elles sont l'objet semblent une préoccupation commune entre les scientifiques des États Unis d'Amérique, du Canada, du Pacifique et de l'Europe du Nord. Les chercheurs des autres régions du monde insistent sur les dimensions liées au développement (dimensions économiques, sociales et démographiques). On est loin de la pensée unique ! » (PAVE A., COURTET C., VOLATIER JL., 1998)

On trouve également régulièrement dans les études une tendance à percevoir son propre environnement de manière plus positive que celui des autres, avec parfois cependant

un peu plus de réalisme : « Dans tous les pays de l'Union européenne, on considère que l'environnement est meilleur dans sa région que dans son propre pays ou dans le monde. Mais cet effet est plus marqué en Suède et en Allemagne qu'en France. Ainsi l'opinion des Suédois se caractérise par l'opposition la plus forte entre une perception positive de la situation dans leur propre pays (44% la jugent excellente ou bonne) et une appréciation particulièrement sévère pour le reste de l'Europe (84% d'opinions négatives). En République tchèque, les perceptions s'inversent presque : l'état du pays est jugé plus mauvais qu'en Europe ou dans le monde (les Tchèques ont tendance à rejoindre les autres pays européens entre 1995 et 1997). Cette mise en perspective plaide pour une certaine prudence : on ne peut déduire l'intensité des préoccupations écologiques des seuls jugements sur l'état de l'environnement. » (DOBRE M., HAMMER B. 2005)

2.3) Anthropocentrisme contre biodiversité

Si donc les personnes interrogées classent semblent-il les problèmes environnementaux d'abord en fonction du fait qu'ils « touchent directement leur vie » (Commission Européenne, 2005), les enquêtés affirment cependant être « plus inquiets pour l'espèce humaine (plus pour les générations futures que les habitants actuels de la planète ou pour soi-même) » que pour l'écosystème (6% met d'abord en avant les autres espèces vivantes). (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002). Cet altruisme apparaît donc très anthropocentriste, comme l'affirme elle aussi l'étude suivante, précisant là encore l'importance des différences culturelles : « Priorité donc aux générations futures, mais pas aux espèces animales en danger! Une autre question permet de cerner la place accordée à l'humain dans les préoccupations environnementales. Alors que 29% des Britanniques et 25% des Allemands choisissent de protéger l'ensemble des espèces animales en voie de disparition qui leur sont proposées, les Français ne sont que 12% à le faire. Ce serait pourtant la réponse la plus proche d'une conception populaire de la biodiversité. Le cas de la Vipère d'Orsini, animal " nuisible " pour les urbains, est patent : 53% des Allemands et 30% des Anglais souhaitent la protéger et seulement 17% des Français, bien moins que pour l'Ours brun (77%) ou l'Aigle royal (70%). La situation est comparable en Espagne (20% pour la Vipère d'Orsini) et en Suède (14%). Le fait que les animaux les moins " sympathiques " sont désignés moins souvent que les autres relève d'une vision plus anthropocentriste où se retrouvent davantage les Français. » (DOBRE, HAMMER, 1997)

Une autre étude encore confirme le biocentrisme des Anglais, plus marqué là que celui des Allemands, et l'anthropocentrisme des Français, ce dernier étant néanmoins relativisé par la conscience française (à 80%) de « la régression des peuplements d'espèces sauvages ». (Maresca, 1992)

Selon l' Eurobaromètre de 1999, « 60% des européens se préoccupent de la disparition dans le monde de plantes, d'espèces animales ou de milieux naturels. », tandis qu'en 2002, « La disparition des espèces est jugée très inquiétante par 37% de la population européenne »... Il reste qu'une fois de plus, il paraît bien difficile de comparer directement des statistiques aussi variées que celles des 60% d'européens préoccupés et des 37% inquiets par la disparition des espèces, les 80% de Français « conscients de la régression » de ces espèces, et les 6% qui mettent « d'abord en avant les autres espèces vivantes », tant la manière de poser la question semble déterminante...

On peut encore pour illustrer cette affirmation présenter une dernière donnée à ce sujet : « Neuf français sur dix estiment que les autres espèces vivantes ont autant le droit d'exister que les êtres humains »...(DOBRE, CARAIRE, 2001) Les déclarations politiquement ou éthiquement correctes ne permettent guère de mesurer les positions et attitudes effectives... On touche là le problème méthodologique du décalage entre déclarations et attitudes voire pratiques. L'anthropocentrisme se mesure sans doute mieux indirectement qu'en posant des questions explicites ; ainsi peut-on constater à ce sujet que parmi les consommateurs de « bio », 73 % déclarent le souci de protéger leur santé comme principale raison de leur consommation de produits biologiques, tandis que 46% évoquent des problèmes éthiques et environnementaux...(Sondoscope, 2001)

3) Représentations des polluants

Si comme on l'a évoqué en introduction la représentation et la relation à un polluant sont inscrites dans un contexte social qui va permettre l'appréhension, l'interprétation de ce polluant, ce dernier présente néanmoins des caractéristiques physiques, chimiques, toxicologiques, qui lui sont propres (ainsi peut-on parler de problématiques différentes du nucléaire, des OGMs, de la dioxine...) et qui déterminent en partie sa construction sociale. Dans le cadre de cette synthèse, ne pouvant présenter chaque cas dans sa dynamique propre, qui permettrait de restituer l'interdépendance de l'appréhension du polluant avec son contexte social, nous restituerons quelques exemples d'analyses de représentations de polluants, afin de dégager clairement cette dimension, sans toutefois prétendre que ces représentations soient chronologiquement préalables ni indépendantes des contextes sociaux.

Il faut encore maintenant préciser la distinction (définie ici par l'auteur de cette étude) entre le polluant, qui n'est autre qu'un composé concret de différentes molécules plus ou moins toxiques, et une pollution, qui désigne les interactions d'un polluant avec des milieux - naturel et humain- et les conséquences (environnementales, sanitaires, sociales, politiques, économiques...) de celles-ci. Si nous analysons ici dans une partie distincte les représentations de polluants, il ne faut pas perdre de vue que celles-ci sont toujours intimement liées aux représentations des pollutions.

3.1) Le rôle des caractéristiques physiques et toxicologiques des polluants

Très rares sont les études qui cherchent à évaluer précisément l'état des connaissances des populations au sujet des polluants qui les menacent : ainsi « très peu d'études portent sur l'identification des principaux polluants présents dans l'atmosphère. (...) En dehors de tout contexte d'information (spécifique, telles des campagnes de sensibilisation aux dangers de tel ou tel polluant) l'ozone est très mal connu : sur 1000 interviewés⁶, seulement 4 ont répondu que l'ozone correspondait à la fois à une couche protectrice dans l'atmosphère et à une

⁶ Dans le cadre de l'étude intitulée « L'ozone indicateur majeur de la pollution photochimique en France : évaluation et gestion des risques sur la santé », menée par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France en Juin 1996.

pollution au niveau du sol ; pour les deux tiers seule la notion très floue de couche en altitude est perçue »... (CAREPS, 2000)

Il semble cependant que certaines caractéristiques physiques et toxicologiques de certaines pollutions soient particulièrement prégnantes dans les représentations, au point de faire émerger une catégorie de représentation : celle des « nouvelles pollutions », qui présenteraient des spécificités par rapport à des pollutions plus anciennes, telles que les métaux lourds par exemple, dont les méfaits sont connus depuis longtemps.

E.VAN STAEEVEL observe ainsi dans le discours de ses interlocuteurs les plus mobilisés contre la dioxine, le « regroupement de différentes pollutions en une catégorie homogène: à savoir la dioxine et le nucléaire, mais régulièrement aussi les "déchets ultimes", voire les OGM ou l'amiante. (...)

Ces pollutions très différentes du point de vue chimique, physique, toxicologique, sont regroupées en partie du fait des scandales de santé publique qu'elles ont pu susciter. Un autre point commun à ces pollutions est pour ceux qui les dénoncent leur caractère historiquement récent: en effet, ces "nouvelles pollutions" se voient le plus souvent situées dans le temps avec l'intervention du nucléaire, sous sa forme militaire avec les explosions atomiques, ou sous sa forme civile, accidentelle avec l'explosion de l'usine de Tchernobyl, ou moins fréquemment, du fait des déchets nucléaires. Si certains interlocuteurs reconnaissent l'existence de pollutions plus anciennes », elles ne sont pas jugées comparables, parce que considérées comme plus susceptibles de « se recycler », d'être réintégrées tôt ou tard dans les cycles naturels.

Ce sont donc les pollutions du vingtième siècle, ou plus précisément de la seconde moitié du XX^e siècle, qui sont ici perçues comme « nouvelles »(...); elles ont en commun des caractéristiques toxicologiques: non seulement persistantes dans l'environnement, elles sont aussi en effet accumulables et quasi-indélogeables du corps humain, et agissent ainsi sur le long terme. (...) Les atteintes biologiques représentées de la dioxine et de la radioactivité, mais aussi des déchets ultimes, et des OGM, sont bien sûr le cancer, mais aussi - et cela a été plus souvent cité par mes interlocuteurs - la reproduction et la normalité des enfants conçus sous ces menaces. (...) Ainsi, de persistantes, les "nouvelles pollutions" deviennent à l'échelle humaine indestructibles, irréversibles, notamment dans leurs effets sur la continuité des générations et donc de l'espèce humaine, - comme par ailleurs elles peuvent avoir effet sur le climat. (...)

On peut noter également qu'outre le fait d'être souillantes, ces pollutions ont pour caractéristique commune d'être considérées comme "artificielles", c'est-à-dire d'avoir été créées par "l'Homme", contrairement à d'autres types de pollution, représentées comme

naturelles parce que consécutives notamment à des catastrophes naturelles, telles les pollutions liées aux éruptions volcaniques ou aux typhons. Il semble, à entendre certains interlocuteurs, que le simple fait d'être produites par l'humanité confère à certaines pollutions un statut à part : "La dioxine c'est une pollution particulière du fait qu'elle est en grande partie produite par l'homme." (...)

Mais on peut noter également que certaines pollutions humaines, de type agricole ou urbaine, ne sont pas représentées comme vraiment "artificielles" ».

Le caractère d'artificialité semble être le plus souvent associé à un certain degré de technologie industrielle ; les pollutions produites par la seule densité humaine en milieu urbain par exemple, ou du fait de la production agricole, sont conçues comme une nécessité économique répondant à des « besoins naturels », au contraire des produits de consommation générés par des technologies de plus en plus sophistiquées, et qui répondent à des besoins artificiels, c'est-à-dire des besoins de confort...

« Pour bon nombre d'interviewés (dans le cadre de cette étude sur la dioxine), la "nouvelle" pollution est définie par son étrangeté, son altérité... (...) Et les "nouvelles pollutions" semblent ainsi avoir pour origine les nouvelles technologies: celles du nucléaire, des nouvelles techniques de traitement de déchet: l'incinération qui produit de la dioxine, les Centres d'enfouissement technique (nouvelles générations de décharges dotées de nouvelles techniques de compactage, stockage, isolation des déchets ménagers ou industriels) qui stockent les Déchets ultimes; enfin la génétique moderne qui crée les Organismes génétiquement modifiés. (...)

Les OGM sont parfois classés dans les "nouvelles pollutions", avec hésitation cependant, du fait qu'ils sont issus d'une technologie travaillant sur le biologique, sur "le vivant", ce qui les distingue des pollutions nées des technologies de la chimie ou de la physique. Mais c'est parfois au contraire précisément parce l'humanité manipule la "Nature" qu'il s'agit là de pollution, même si les conséquences supposées nocives ne sont pas encore perceptibles. (...)

Le caractère perçu comme résolument novateur et aventureux de la technologie génétique fait souvent basculer les OGM dans la même catégorie. (...)

Les pollutions "artificielles" présenteraient donc des problèmes environnementaux et sanitaires inédits. (...) Ainsi l'identité de la dioxine est ambiguë: elle est bien comprise comme une molécule chimique, cependant elle semble dotée de caractéristiques quasi biologiques: sa rémanence toxicologique d'abord, qui étonne et la rapproche des Déchets ultimes, dont on craint qu'"ils se réveillent un jour". Cette rémanence toxicologique semble ainsi être interprétée comme une sorte de vitalité, au sens de pouvoir de vie, d'action sur la

longue durée. On retrouve ici la représentation, déjà examinée au sujet des Déchets ultimes, selon laquelle la vitalité d'un élément lui confère ou plutôt révèle une sorte de volonté de vie... par une certaine virulence ! (E.VAN STAEEVEL, 2005)

Ainsi peut-on observer que les caractéristiques physiques et toxicologiques des pollutions interviennent dans les représentations car elles prennent sens par rapport à des catégories de pensées, des valeurs... telles par exemple la supériorité du biologique, souvent dénommé comme « le vivant » par rapport au chimique...

3.2) La question de la synergie, du « mélange » des polluants

La question de la synergie des polluants se pose chez les profanes en toxicologie sous la formule de « la « peur des mélanges », qui apparaît importante : elle s'exprime souvent d'abord par la crainte ordinaire du mélange des "produits chimiques". Très fréquemment rencontrée sur différents terrains de recherche ethnographique (LHUILIER D. et COCHIN Y., 1999), cette peur se fonde sur des connaissances chimiques de base; chacun a en effet appris durant sa scolarité que certains produits chimiques entrant en contact pouvaient engendrer diverses réactions, dont l'explosion si redoutée (...) Cette peur n'est pas rencontrée dans le seul contexte des décharges, mais dans celui de la pollution chimique en général. Et au-delà des craintes relatives aux explosions, incendies, formations de gaz, et aux dangers qui leur sont associés (accidents, maladies...), le risque majeur est peut être en fait celui du surgissement de l'inconnu (...) Les conséquences de cet inconnu sont à prendre en compte à un niveau global et non pas seulement local : "Les décharges créent toutes sortes de gaz inconnus, les produits se mélangent et produisent des gaz. Ces gaz où vont-ils ? Ben ils montent dans l'atmosphère, la stratosphère et ils nous retombent dessus tôt ou tard. Ils modifient les micro-climats au niveau d'une région avec des perturbations climatiques de plus en plus importantes."

Ce ne sont donc souvent pas tant les "produits chimiques" en eux-mêmes qui font peur, parce qu'ils sont généralement considérés comme connus et maîtrisés, mais bien leurs rencontres, leurs relations et interactions. » (JODELET D., MOULIN P., SCIPION C., 1997)

« La nuance entre toxique et polluant semble d'ailleurs pouvoir se fonder sur cette distinction entre l'identité connue et maîtrisée du toxique, et le caractère plus flou, diffus,

hétérogène du polluant qui se diffuse dans la nature et entre en contact avec quantité d'autres éléments... (...) Mais la peur des mélanges est plus profonde encore lorsqu'il ne s'agit plus du mélange des seuls "produits chimiques", mais de celui d'éléments d'ordres différents, tels que le chimique et le biologique. En effet, la dioxine, comme d'autres pollutions, mais plus que la plupart d'entre elles du fait de ses caractéristiques toxicologiques propres, pourrait non seulement s'allier au biologique, mais transformer le "vivant", pour l'amoinrir en le dénaturant. (...)

La dangerosité des « nouvelles pollutions » siège sans doute ainsi dans l'ampleur des croisements qu'elles opèrent entre le biologique, synonyme de vie, et le chimique, bien souvent "spontanément associé à la mort" (ARMAND D., 1995 ; BENSUADE-VINCENT B., STENGERS I., 1995). C'est donc symboliquement un mélange de principes antagonistes qui est réalisé ainsi: une fécondation de la mort par la vie ou plutôt de la vie par la mort... » (E.VAN STAEVEL, 2005)

3.3) L'imperceptibilité des dangers de la pollution

Cependant les caractéristiques physiques et toxicologiques des polluants et par conséquent leurs dangers potentiels mais concrets ne peuvent rarement être appréhendés directement, par la perception sensorielle humaine...

Bien souvent seuls le discours scientifique et l'expertise technique permettent de définir les risques, de poser les problèmes... Malgré cette limite qui leur est posée, il semble que bien souvent les populations se réfèrent spontanément à leurs perceptions sensorielles pour jauger de l'effectivité d'un risque de pollution, et c'est sans doute ce qui peut contribuer à expliquer en partie l'amalgame des risques environnementaux avec les risques sanitaires, car, comme l'observe M. DOBRE et C. CARAIRE, « la façon la plus intime de ressentir les problèmes d'environnement passe par l'expérience que l'on a de ses propres problèmes de santé, plus largement des perturbations de son cadre de vie ordinaire. » (M. DOBRE, C. CARAIRE, 2001)

C'est ce qui a pu apparaître dans l'étude d'E.VAN STAEVEL sur les représentations de la dioxine où l'on peut observer certaines catégories de population baser leur opinion sur le constat de l'absence de dégradations observables imputables à la pollution, tandis que

d'autres acteurs (opposés à l'incinération) déplorent ce type d'argument pour lui opposer les réalités scientifiques expérimentales, qui transcendent les limites de la perception sensorielles... Des populations rurales persuadées du pouvoir régulant de la nature ne s'inquiètent des effets de la dioxine ni pour l'environnement, ni pour leur santé, au contraire des néo-ruraux, inquiets des risques de la dioxine du fait de la représentation d'une grande vulnérabilité de la nature et donc des corps face à cette molécule (E.VAN STAEEVEL, 2006.) On peut donc observer qu'une même caractéristique, l'imperceptibilité de certains risques environnementaux, peut selon les populations être un facteur anxiogène, ou au contraire de sécurisation parce que permettant plus facilement l'oubli ou la relativisation. (BERNARDET-VAN STAEEVEL E., NAVEL D., BERTHET C., 1995)

On peut à ce sujet être surpris du fait qu'un sondage consacré à la pollution aquatique ne propose comme critères d'évaluation de la qualité de l'eau, que des observations sensorielles, sans les mettre en perspective avec des critères plus rationalistes, du type expertises scientifiques et techniques, ce qui aurait de mon point de vue, permis d'analyser plus précisément le type de rationalité en usage dans les différentes classes sociales...

Les résultats à cette question font donc apparaître des critères d'évaluation de la qualité de l'eau qui peuvent paraître très flous et subjectifs : celui de « l'aspect naturel du lieu », choisi par 44% des répondants, « la couleur ou l'odeur de l'eau » (35%), « le fait de voir des pêcheurs » (15%), « le fait de voir des gens se baigner ou pratiquer des sports d'eau » (6%).

Le plus surprenant réside sans doute dans le fait que ce sont les catégories sociales a priori les plus instruites et donc susceptibles de recourir à des arguments de type scientifique plutôt que de nature sensorielle, qui choisissent ce type de critère plutôt que de s'abstenir, en l'absence d'autre possibilité de réponse... car comme le commente l'auteur, « Les catégories moyennes (professions intermédiaires, artisans, petits commerçants) et supérieures (chefs d'entreprise, professions libérales, cadres supérieurs) citent plus souvent l'aspect naturel des lieux (55% contre 44% en moyenne). Elles témoignent à cet égard d'une perception davantage « idéalisée » de la qualité de l'eau dans les milieux naturels que les retraités (32%) ou les agriculteurs et les ouvriers (43%). » (A.ROY, 2004)

Faut-il en conclure que ces catégories de populations plutôt plus formées scolairement et favorisées socialement font plus confiance à leur subjectivité, à leur faculté et sûreté de jugement que les autres ? Il semble alors que l'irrationalité si souvent prêtée aux profanes soit plus diffuse socialement qu'on ne pourrait l'imaginer a priori.

3.4) Le contexte de production du polluant

La relation à un polluant est liée en partie aux risques toxicologiques qu'il représente, mais aussi aux nuisances qu'il génère... De nombreuses études (voir notamment HARPET C., VOLLE I., 2005) attestent que les inquiétudes des riverains se portent le plus souvent tout d'abord sur les nuisances - souvent générées par des équipements industriels « lourds », avant d'envisager les risques sanitaires et environnementaux :

« Le gros équipement telle la plate-forme de compostage par exemple, qui s'implante dans une petite commune béarnaise ne pose pas seulement des problèmes de négociation avec son territoire d'implantation. Les nuisances olfactives et la gêne liée au bruit constituent en quelque sorte la porte d'entrée, le mode d'accès des riverains au collectif-risque dans son ensemble. Très vite, un écheveau va se tisser, la configuration spatiale spécifique des boues favorise l'extension du questionnement qui va se porter sur le réseau amont (la provenance extérieures des boues traitées) et le milieu aval (la diffusion diffuse des polluants dans le sol). Tout se passe comme si le gros équipement de traitement des boues rassemblait en un seul lieu tout le tissu relationnel du collectif, comme si la configuration spatiale du risque s'était repliée en son sein. Le gros équipement ouvre ainsi sur l'existence d'un monde du risque (...). » (LOLIVE Jacques, 2004)

La représentation d'un polluant est donc liée aussi aux caractéristiques de sa filière de production, c'est-à-dire aux dimensions technique (industrielle), mais aussi socio-économique et politique de celle-ci. Ce n'est donc pas seulement le polluant en tant que composé chimique qui est en cause, mais la pollution potentielle qu'il génère.

Ainsi concernant par exemple la "décharge", c'est l'image du pourrissement qui semble pouvoir exprimer l'ensemble des représentations qui lui sont associées: sont en jeu le pourrissement des déchets dont on méconnaît la stabilisation, et le pourrissement conséquent de l'eau, des sols, de la terre nourricière, symbole de vie. Et c'est à une sorte de diffusion insidieuse parce que souterraine de ce pourrissement que l'on craint d'avoir à faire face. (LHUILIER D., COCHIN Y., 1999) La problématique de l'incinération quant à elle se rapporte plutôt au paradigme du chimique représenté par "le toxique", qui génère des angoisses d'intoxication par des poisons imperceptibles, persistants et susceptibles d'atteintes sanitaires pensées comme irréversibles, comme le montre l'analyse des représentations de la

dioxine (E.VAN STAEEVEL, 2003). On peut encore distinguer les symboliques associées à la décharge et à l'incinération par le fait que la première pose des problèmes en termes d'ingestion par la chaîne alimentaire, tandis que la seconde, dans les représentations, concerne plutôt l'inhalation - même si la dioxine produite par l'incinération par exemple, est incorporée beaucoup plus par ingestion que par inhalation.

Mais au-delà des nuisances, des risques sanitaires et environnementaux, les pollutions étendent leur emprise à d'autres types de risques, à d'autres dimensions qui sont économiques, mais aussi symboliques, politiques, créant de véritables enjeux identitaires... C'est ce que montre cet exemple qui rend compte d'un risque « patrimonial » :

« A l'origine, il semble que les riverains (d'un projet de plate-forme de compostage de boues STEP, c'est-à-dire de stations d'épuration) évoquent surtout le risque sanitaire lié au compostage et au développement de la moisissure (éventuellement allergène). Les nuisances olfactives et la gêne liée au bruit (notamment le bruit des camions qui transportent les boues) sont critiquées en même temps. La découverte « d'épandages illégaux et de contrôle douteux » (selon les termes des opposants) (...) accentue la méfiance à l'égard du promoteur. Des prestataires touristiques (gîtes ruraux et syndicat d'initiative...) évoquent le risque économique dans le domaine touristique (...). Progressivement la contestation est prise en charge par la profession agricole. Les agriculteurs évoquent le risque sanitaire (les métaux lourds) et patrimonial (pollution des sols rendus inaptes à la culture). » (LOLIVE Jacques, 2004)

Dans les pollutions relatives aux déchets, il semble que ce qui est « en jeu à travers la représentation de ces divers risques, c'est la menace globale d'une dévalorisation identitaire, qui est depuis longtemps associée culturellement au voisinage des déchets. La proximité du déchet, que ce soit par la fonction professionnelle ou par le voisinage spatial, est stigmatisante socialement: le déchet endommage par une sorte de contamination symbolique le statut social et la valeur identitaire des individus qui le côtoient. Si les travailleurs du déchet ont longtemps été des exclus sociaux et sont encore souvent considérés comme des "déchets sociaux" - des individus assignés ou abandonnés à ces tâches dégradantes, les riverains d'aujourd'hui craignent d'être victimes non seulement d'une insulte à leur valeur sociale, mais également d'une "injustice environnementale" qui leur feraient payer les coûts environnementaux (en terme de qualité de vie, de sécurité sanitaire notamment) du progrès techno-économique. » (INVS / INERIS / ADEME / AGHTM / RSD / SFSP, 2005)

L'origine géographique, économique et sociale des déchets est donc ici particulièrement déterminante, les riverains étant encore moins disposés à accueillir les "déchets des autres" que ceux qu'ils contribuent à produire. Les "décharges" ainsi peuvent être perçues comme les réceptacles à la campagne des déchets des urbains... (BERNARDET-VAN STAËVEL E., NAVEL D., BERTHET C., 1995).

4) Populations et risques pour l'environnement

4.1) Les sensibilités des différentes populations dépendent de leurs positions

Les sensibilités variables des populations aux pollutions paraissent dépendantes, de leurs orientations idéologiques (orientées vers l'écologie par exemple), mais aussi des positions sociales, professionnelles, économiques, politiques des individus. Les personnes vont se mobiliser –ou non- afin de « défendre » leurs valeurs, mais aussi leur profession (dans l'agriculture, le tourisme...), leur cadre de vie et leur capital immobilier, ou leur simple réputation (les riverains), c'est-à-dire leur identité...

La dimension strictement géographique n'apparaît pas selon certains auteurs, comme très explicative des attitudes des populations: « L'enquête reposait sur une hypothèse forte de différenciation des représentations selon le cadre géographique. Mais les résultats sont étonnamment homogènes, si l'on s'en tient à des critères macro-géographiques. Ainsi jouent peu le caractère rural ou urbain de l'habitat, la situation régionale nord, sud ou centre de la France, le cadre géomorphologique littoral, de montagne, ou de plaine. Cette relative uniformité suggère que le débat médiatique et les mobilités géographiques ont nivelé les différences liées à l'expérience que chacun a de son propre cadre de vie. De même, aucune différenciation forte n'apparaît quant à la sensibilité au risque de disparition des espèces animales ou végétales rares du fait d'une fréquentation touristique excessive. On note seulement une sensibilité un peu plus prononcée des citadins, en particulier pour les populations péri-urbaines, ce qui engage à analyser l'enquête au niveau "local fin". On entrevoit cependant des différences portant sur les difficultés d'ordre social, telle que la violence et la sécurité quotidienne, que les citadins et banlieusards associent plus volontiers que les ruraux à la notion d'environnement. Ceci recoupe l'association de l'environnement aux " gens " plutôt qu'à la " nature ". » (COLLOMB P., GUERIN-PACE F., BERLAND M., 1994)

Ce critère apparaît cependant différenciateur dans les études qualitatives : le fait d'être rural, urbain, ou néorural ne s'explique en fait comme facteur déterminant que s'il est corrélé à d'autres critères : socio-culturels et socio-économiques. On observe notamment que les néoruraux ont généralement des attitudes beaucoup plus soucieuses des risques

environnementaux et se montrent plus résistants aux aménagements -y compris environnementaux- que les ruraux, comme cela a pu être détaillé plus haut . (voir notamment VAN STAEEVEL, 2006 ; MAILLEBOUIS C.,2003)

Mais pour préciser sociologiquement un peu plus les profils les plus mobilisés, on peut observer que lorsqu'ils ne sont pas des écologistes associatifs, politiques ou sympathisants, les leaders des mouvements d'opposition ou des associations sont souvent des représentants du secteur médical: médecins, pharmaciens délégués ou interpellés au devoir de vigilance et de protection citoyenne de la santé publique. Les jeunes parents sont aussi sur-représentés parmi les opposants, dans la mesure où ils se sentent de par leurs nouvelles responsabilités, particulièrement concernés par les atteintes à la santé et au cadre de vie. (ALECK S. OSTRY MS., CLYDE HERTZMAN MD., MC, KAY TESCHKE, MPH,1993).

Les populations les moins favorisées - économiquement, socialement, culturellement, sont réputées être moins mobilisées par ces questions sanitaires. Une enquête parmi d'autres confirme que « les participants (aux réunions publiques) ont de plus hauts revenus, et des enfants qui vivent à la maison. L'hypothèse ordinaire relative au fait que les participants seraient plus inquiets sur les risques que les non participants ne s'est vérifiée que dans l'une des deux populations. On peut d'ailleurs observer que selon les différentes études sur la question, la conscience des risques peut induire plus de participation voire d'opposition violente, ou au contraire plus d'acceptabilité, ou encore de résignation. » (MC KOMAS KA., 2001)

Il ne faut en effet pas conclure que les populations les moins favorisées soient indifférentes à ce type de risque environnemental, car comme le montre une enquête américaine au sujet de populations défavorisées telles les minorités ethniques qui sont particulièrement menacées (BROWN P.,1995), celles-ci peuvent aussi se déclarer inquiètes (HARDING AK., GREER ML., (1993); JOHNSON BL., COULBERSON SL., (1993); FRANCIS O.ADEOLA, (1994). La différence réside plutôt dans le fait que les populations les plus défavorisées sont celles qui sont le moins dotées culturellement pour exprimer dans un cadre collectif, organisé, leur inquiétude ou leur résistance. Une étude australienne apporte à ce sujet des données intéressantes en montrant que les non-répondants aux enquêtes environnementales peuvent se révéler plus inquiets au sujet des risques sanitaires que les répondants: on ne peut donc conclure que les personnes mobilisées ou même seulement répondant aux enquêtes soient les

seules véritablement inquiètes au sujet des risques sanitaires environnementaux (WHITEMAN DC., DUNNE MP., BURNETTE PC.,1995).

L'analyse suivante, à partir d'enquêtes quantitatives en France, donne une ébauche d'explication à ces phénomènes sociologiques :

« Deux formes d'éco-sensibilité ont été mises à jour à partir de deux ensembles de questions de nature différente. Le premier type ("inquiets") correspond aux personnes qui se déclarent "très préoccupées" par un grand nombre de problèmes d'environnement. Lorsque l'on étudie les caractéristiques socio-démographiques de ce groupe, on constate qu'il s'agit de personnes disposant moins que la moyenne de capital économique et culturel (locataires plutôt que propriétaires, bas niveau d'instruction, etc.). Des analyses plus poussées tendent à montrer qu'il s'agit de personnes relativement mal à l'aise dans la société, et ayant de ce fait une propension générale à la "dramatisation". La deuxième forme d'éco-sensibilité ("impliqués") correspond aux personnes se disant prêtes à faire un nombre important d'efforts pour protéger l'environnement. Ce groupe est mieux doté en capital économique et culturel que l'ensemble de la population. Les analyses montrent qu'elles sont plutôt bien intégrées socialement et attachent une plus grande importance au dépassement qu'à l'affirmation de soi. Les analyses confondent généralement ces deux formes de sensibilité environnementale, dont le rapport à l'action est pourtant radicalement différent. » (DOBRE, HAMMER, 1997)

Cette observation est confirmée par le baromètre européen de 2002 qui précise que les conceptions optimistes (« la détérioration de l'environnement peut être stoppée en changeant notre façon de vivre » : 45%) est une opinion plus répandue chez les cadres dirigeants (51%) et au sein de ceux qui ont poursuivi leurs études au-delà de vingt ans (49%), « mais ces conceptions s'équilibrent presque exactement avec les conceptions pessimistes (« l'activité humaine a conduit à endommager définitivement l'environnement). » (Eurobarometre 180, 2002)

Cette question des différents niveaux ou formes de sensibilité, préoccupation, conception ou inquiétude (suivant les qualifications choisies par les études) apparaît cependant à y regarder de plus près fort complexe. En effet, une autre étude semble affirmer le contraire de ce qui vient d'être rapporté en expliquant que les plus confiants (en l'idée de la réversibilité de la nature, c'est-à-dire en sa capacité à se régénérer notamment face aux perturbations humaines) sont les moins diplômés, les plus conservateurs, les moins urbains. Et « A l'inverse le haut niveau d'études, les valeurs altruistes, mais aussi le plus grand âge et la

confrontation à des nuisances dans l'espace résidentiel rendent plus pessimistes quant à l'évolution des équilibres naturels. La tendance actuelle est à la progression de cette vision plus biocentrique. » (Maresca, Hébel, 1992)

A un niveau européen comme international, la même complexité apparaît, et il semble bien aventureux et présomptueux de tirer des conclusions ou même des interprétations trop hâtives... L'Eurobaromètre de 1998 distingue les « écologistes catastrophistes » des « écologistes modérés » et démontrent que les uns et les autres ne se rencontrent pas là où on pouvait les attendre, une représentation de sens commun considérant les européens du sud comme insouciant à l'égard de l'environnement, et ceux du nord comme plus conscients... Cette distinction peut d'ailleurs être interprétée comme un euphémisme visant à ne pas qualifier explicitement les européens du nord comme plus responsables ...

Il reste cependant une opposition forte entre l'Europe du nord et celle du sud avec cette différence entre « écologistes modérés et catastrophistes » : « Les citoyens les plus extrémistes se recrutent dans les pays accusant les retards de développement économique les plus importants par rapport à la moyenne européenne et –probablement- les plus récemment acquis à cette conscience : alors que la moyenne européenne des « écologistes catastrophistes » s'établit à 22%, ce courant de l'opinion atteint 26% en Italie, 27 % en Espagne et en Irlande, 34% au Portugal et en Grèce.(...) A l'inverse, les « écologistes modérés » connaissent leur représentation la plus élevée dans les pays les plus développés de l'UE, où la préoccupation écologique est depuis longtemps ancrée dans les esprits : la Finlande (72 % pour une moyenne européenne de 68%), le Danemark (74%), les Pays-Bas (75%) et la Suède (77%).

(A noter que) au cumul des deux tendances (écologistes modérés et catastrophistes) les Allemands apparaissent comme ni plus ni moins écologistes que la moyenne des autres citoyens européens : 88% contre 90%. » (Eurobarometre 110,1998, p9)

A un niveau international, une enquête datant de 1995 souligne le fait que « la sensibilisation du public à l'environnement a dépassé les frontières des pays industrialisés pour s'étendre au reste de la planète. L'émergence d'une large conscience environnementale au sein de nombreux pays en voie de développement s'est avérée une surprise pour tous ceux qui considéraient que ce sujet était un « luxe » réservé aux seuls pays nantis.(...) Les hauts niveaux de sensibilisation proviennent sans doute de sources multiples : observations et expériences personnelles de la dégradation écologique ou bien informations concernant des problèmes lointains et imperceptibles (comme ceux liés à la couche d'ozone). Les

observations et expériences personnelles concernent probablement les nations les plus pauvres, les informations plutôt les pays riches. Le fait que ces problèmes environnementaux peuvent s'étendre du cadre local au cadre planétaire et que les populations vivant dans un environnement sain aient pris conscience que beaucoup d'autres vivaient dans des conditions opposées, a probablement permis de développer cette sensibilisation mondiale. »(DUNLAP R.E.,1995) Pour l'auteur, « ces résultats, associés à d'autres (...) indiquent que les habitants des pays moins riches expriment autant leurs inquiétudes que les habitants des pays industrialisés »; et que la différence de sensibilisation provient notamment du fait que les problèmes environnementaux affectent la santé ou le confort des habitants des pays riches, tandis qu'ils mettent en cause tout simplement les moyens de subsistance et donc la survie même des plus pauvres. Mais là encore, on ne rencontre pas la prétendue inconscience des populations les plus défavorisées à l'égard de l'environnement, et l'on peut mieux comprendre leur catastrophisme, pessimisme ou grande inquiétude, sachant que c'est leur survie qui est en jeu, et qu'ils se savent détenant peu de moyens individuels ou collectifs, pour faire face à cette menace. La modération, l'optimisme ou la confiance des individus ou populations les plus favorisées peut alors apparaître comme la manifestation de leur confiance en leurs possibilités de réponses techniques, économiques, législatives, sociétales...

Dans la continuité de cette réflexion, on peut noter que des recherches sont menées aux Etats Unis par différents organismes (EPA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry,...) sur les questions « d'injustice environnementale »⁷ qui attestent que les populations défavorisées dans lesquelles sont sur-représentées les minorités ethniques américaines, sont plus susceptibles d'être victimes - en tant que travailleurs ou riverains - de risques environnementaux. Ces recherches ont montré que les communautés les plus touchées par les injustices environnementales étaient celles qui disposaient le moins des ressources pour s'en défendre, tels la conscience des risques sanitaires et l'accès aux savoirs, les moyens économiques, les capacités organisationnelles et de mises en réseaux...(POWELL DL, STEWART V., 2001)

⁷ Cette notion d'« injustice environnementale » traduite en France par la notion d'« inégalité environnementale » ne fait l'objet d'intérêt et de réflexion que depuis peu ; mais en 2005 on voit émerger différentes réflexions collectives sur ce thème, ainsi L'Inspection générale de l'environnement vient de publier un rapport intitulé « Les inégalités écologiques en milieu urbain », le MEDD et le PUCA dans un programme de recherche intitulé *Politiques territoriales et développement durable* consacrent un axe à cette question ; l'Institut d'Urbanisme de Paris a organisé un colloque sur ce thème en Mai 2005 (« inégalités environnementales et sociales : l'environnement facteur de cohésion urbaine ? », enfin la revue *Développement Durable* lance un appel à contributions intitulé « inégalités écologiques, inégalités sociales : interfaces, interactions, discontinuités ? ».

Il apparaît également important de noter que si en France différentes études depuis plusieurs décennies maintenant, ont porté sur les représentations des risques sanitaires par les riverains de sites de traitements de déchets, les points de vue d'une autre population pourtant tout aussi concernée, celle des professionnels du secteur, et notamment les ouvriers qui sont les plus directement exposés (les industriels qui sont parfois interrogés dans le cadre d'étude sur les représentations des déchets, ne sont représentés que par les cadres, mais pas par les ouvriers), ont été très peu explorés (E.VAN STAEVEL, 2006).

On aura pu observer ici comment une analyse un peu plus approfondie de données quantitatives souvent livrées de manière « brute », démontrant par exemple la « sous-représentation » des populations défavorisées dans la mobilisation pour la défense de leur environnement, ou de l'environnement au sens planétaire, dévoile la complexité de la signification de certains faits sociaux, effectivement mesurables quantitativement. On peut également remettre en question ici une explication longtemps dominante des attitudes des riverains : le syndrome Nimby qui désigne en anglais (Not In My BackYard) le fait protéger son arrière-cour, c'est-à-dire de privilégier ses intérêts particuliers de riverain, professionnel, d'individu... aux dépens de l'intérêt général. Le syndrome Nimby a longtemps constitué l'explication dominante voire unique – notamment chez les concepteurs et opérateurs de projets d'aménagement- aux phénomènes de résistance populaire à l'aménagements de sites industriels ou d'équipements – qu'il s'agisse d'Usines d'Incinération, d'autoroutes... Les promoteurs de ce critère d'explication considéraient généralement que les populations concernées restaient des « profanes » à l'égard des dimensions scientifiques et techniques des aménagements en question et des véritables enjeux de société qu'ils présentaient. Des sociologues ont démenti ces affirmations à l'aide d'études de cas, montrant comment les leaders des populations certes « profanes » au moment où se posaient à eux les projets d'aménagement, se constituaient rapidement en experts citoyens, se formant aux questions scientifiques, techniques, légales des problèmes et témoignant souvent de véritables engagements citoyens, au nom de conceptions de l'intérêt public peut-être différentes de celui des concepteurs de projet, mais néanmoins bien réelles. (BARBIER R., 1996)

D'autres sociologues tels CHATEAURAYNAUD et TORNAY, (1999) montrent comment, loin de ne se battre que pour leurs seuls intérêts privés, bien des « lanceurs d'alertes » dans différentes affaires de santé publique (telles par exemple celles de l'amiante, de la radioactivité ou des maladies à prions) se battent pour « réveiller des agents (institutionnels)

absorbés par la routine, naturellement enclins à dédramatiser ou à relativiser la portée des événements. »

4.2) Logiques et interactions sociales

La relation à un polluant des populations non spécialistes de questions d'éco-toxicologie est d'abord dépendante des relations aux acteurs sociaux considérés comme responsables ou concernés par ce polluant (producteurs, Etat...).

En effet, les risques environnementaux ne pouvant le plus souvent être perçus directement par leurs riverains, ils sont interprétés à partir de leurs « traductions » en mots et chiffres par les experts : ces « traductions » sont donc essentielles à la communication. Ainsi le choix du vocabulaire utilisé par les promoteurs d'un projet présentant des risques pour l'environnement est-il déjà analysé par les « récepteurs » de ce projet en termes stratégiques, et peut être validé ou dénoncé. L'expression « déchet ultime » par exemple sera souvent mal reçue, le mot « ultime » conférant symboliquement une plus grande dangerosité au déchet; tandis que la notion d'"élimination" des déchets sera dénoncée comme abusive par ses détracteurs, les déchets étant considérés par ces derniers comme pouvant être « transformés » mais non « éliminés ». Le terme de « stockage » des déchets présente le risque de n'être compris que comme le regroupement, la mise en stock de déchets, sans que soient bien perçues les opérations techniques visant notamment à stabiliser le déchet et à bien l'isoler de l'environnement. La communication sur les sites présentant des risques pour l'environnement doit être vigilante à sa transparence technique mais aussi symbolique dans son vocabulaire, comme dans les images utilisées. Différentes recherches soulignent la défiance des populations à l'égard des communications industrielles mais aussi gouvernementales perçues comme publicitaires plus que véritablement informatives et éclectiques sur les enjeux du débat. (BERNARDET-VAN STAËVEL E., NAVEL D., BERTHET C., 1995).

De manière générale, ce sera donc l'ensemble de la qualité démocratique du débat qui sera pris en compte par les populations concernées (PETTS J., 1994).

De nombreux articles et ouvrages (BILLE R., MERMET L., BERLAN M., 2006) exposent l'importance de cette qualité démocratique des processus de communication et de décision non seulement pour l'acceptabilité des installations présentant des risques pour l'environnement, mais aussi pour les impacts sanitaires en amont et en aval de la réalisation

de ces installations (WAKEFIELD S, ELLIOTT SJ., 2000). Une étude comparative canadienne conclut d'ailleurs, contrairement à une idée assez répandue parmi les opérateurs et les administrateurs du secteur du déchet, que les communes les mieux informées sont les plus favorables aux installations d'équipements de traitements de déchets par exemple (OSTRY AS., HERTZMAN C., TESCHKE K., 1995, et BURKART R., 1994).

Les impacts vécus se rapportent au moins autant aux processus de décision qu'aux projets de sites eux-mêmes. Il apparaît dans différentes études que ce sont les incertitudes scientifiques et technologiques, les menaces sur les valeurs propres aux communautés, la méfiance à l'égard des promoteurs de projets, les difficultés de participation effective aux processus de décisions, qui ont perturbé les sentiments de contrôle, de confiance et de pouvoir sur la vie quotidienne, et par là ouvert une brèche dans la « sécurité ontologique » des individus, mais aussi stimulé leur « réflexivité » critique sur les risques de la société moderne (pour reprendre les concepts de GIDDENS A., 1994). Les impacts psycho-sociaux des risques pour l'environnement mais plus encore des risques sanitaires ont des effets émotionnels (contrariété, haine ou désespoir), mais aussi d'accroissement des tensions et des divisions dans la communauté, ainsi que des effets somatiques (tels que la perte de sommeil) chez les riverains les plus influencés. (WAKEFIELD S, ELLIOTT SJ., 2000).

La confiance apparaît donc primordiale dans la relation aux acteurs sociaux concernés, confiance qui peut se définir « comme une forme de jugement qui s'appuie sur « des ensembles d'outils techniques articulés à des rôles sociaux qui constituent des programmes d'action ». Ces dispositifs jouent bien sûr un rôle cognitif, mais ils ont également une fonction morale ». Selon Eymard-Duvernay, la confiance peut se définir selon trois modalités en s'appuyant prioritairement sur le « dispositif traçabilité », dont la composante technique est essentielle. Dans le « dispositif transparence », l'agent « délègue son jugement à des procédures (réglementaires, électorales, participatives...) qui sont garantes du caractère démocratique de l'action publique. » Enfin « le dispositif proximité » se fonde sur « des liens personnels durables, (avec un) ancrage des relations dans des traditions et des localités ». (LOLIVE Jacques, 2004)

Cette confiance n'est donc pas distribuée dans ses modalités de la même manière parmi les différents milieux sociaux : ainsi « Les individus de condition modeste, les peu diplômés et ruraux ont tendance à faire confiance aux collectivités locales, quel que soit le problème envisagé, les personnes dont le statut professionnel est plus élevé s'en remettent plus volontiers à l'Etat, l'Europe voire aux associations » (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002)

5) Méthodologies

Les méthodologies utilisées ne produisent pas les mêmes types de données, mais ce qui pourrait sembler être un avantage pour la complémentarité des résultats apparaît en fait comme un obstacle à la synthèse, car il est souvent difficile de seulement même comparer les données... tant elles sont construites dans des cadres différents. Les parties suivantes présentent rapidement les logiques, intérêts et limites des méthodologies qualitatives et quantitatives, avant en conclusion de présenter des préconisations méthodologiques.

5.1) Les études qualitatives

La logique propre aux études qualitatives s'exprime pleinement dans les études de cas, qui rendent compte des processus propres à chaque situation, en montrant l'interactivité des éléments : profils des populations concernées, spécificités des polluants, dynamiques des relations entre les acteurs sociaux, contextes culturels, historiques, politiques ...

Des approches monographiques de situations, corporations, ou groupes d'acteurs permettent d'appréhender des logiques, des postures qui peuvent présenter une certaine régularité, telle que par exemple le refus de nombre de néo-ruraux, d'aménagements même d'intérêt environnemental (telles que les éoliennes) dans leur proximité résidentielle.

Les études qualitatives restituent également toute leur importance aux pratiques. Celles-ci sont souvent absolument déterminantes dans les relations à l'environnement, car elles peuvent précéder et donner sens aux représentations, ou au contraire être inconscientes et contradictoires avec les représentations. Dans tous les cas, leur analyse révèle l'écart entre les catégories de pensées et d'actions des différents acteurs en présence autour d'une pollution ou d'un risque environnemental. (voir TOUSSAINT-SOULARD C., 2005)

Cependant la principale limite des études qualitatives, outre l'investissement en temps qu'elles nécessitent, réside dans la difficulté quant à la généralisation des résultats.

5.2) Les études quantitatives

Les études quantitatives présentent l'avantage de permettre une mise en perspective et une certaine transversalité de l'analyse. On peut ainsi comparer différentes populations à diverses échelles (régionales, nationales, internationales), afin de faire apparaître des critères de différenciation sociologiques, telles que les cultures nationales (on a pu voir la spécificité de l'Angleterre dans une attitude plus biocentriste qu'anthropocentriste), les conditions politiques, économiques... Dans les faits, on peut observer que l'analyse des déterminants est complexe et se réduit souvent à des hypothèses assez générales.

On peut également avoir pour objectif, en répétant les sondages, d'obtenir des études longitudinales, ou au moins comparables les unes aux autres. Là encore le problème se pose de l'homogénéité méthodologique des sondages conçus par des institutions différentes, ou même au sein d'une même institution, avec une évolution des questions - bien légitime du point de vue d'une certaine adaptivité méthodologique. Ces modalités différentes d'interrogations limitent évidemment les comparaisons. On pourra prendre pour exemple celui des baromètres réalisés par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire qui avant 2004 posaient la question, dans le cadre de la hiérarchisation des problèmes d'environnement les plus préoccupants, de l'incidence du « réchauffement de la planète », pour à partir de 2004 proposer l'intitulé « effet de serre » : si pour un spécialiste, il s'agit du même problème, pour un « profane », le second intitulé suppose un minimum de culture environnementale, moins nécessaire avec le premier intitulé. De même, la question relative à « la pollution de l'air dans les agglomérations », est remplacée par l'intitulé « pollution de l'air » qui s'étend à un problème beaucoup plus général que celui souvent perçu comme étant propre aux grandes villes... Enfin dans les mêmes baromètres, la première modalité de réponse proposée : « la pollution des lacs, des rivières et des mers » a été remplacée par la question de « la pollution de l'eau », qui peut être comprise à mon avis de manière très différente, comme comprenant par exemple le problème de la contamination des eaux de consommation humaine, ce qui réfère alors non plus seulement à un problème d'environnement mais de santé publique, dont on sait qu'il est perçu de manière beaucoup plus attentive par nos concitoyens que les problèmes d'écologie... L'interprétation des variations statistiques observées des réponses apparaît alors très délicate : correspond-elle à une évolution d'opinions, ou de réponses à des questions différentes ?...

Ces difficultés méthodologiques révèlent ce qui fait à mon sens l'une des limites essentielles des études quantitatives: la question de la diversité des acceptions du vocabulaire utilisé, qui reste le plus souvent implicite, et donc ne permet pas de savoir tout simplement si l'on parle de la même chose ! En effet, dans la pratique ordinaire du sondage, le vocabulaire est rarement systématiquement explicité ou défini par l'enquêté pas plus que par l'enquêteur ; le premier ne peut donc exprimer son acception personnelle, (en fait avant tout sociale) des mots utilisés, ce qui évidemment ne permet pas d'appréhender justement sa pensée et sa logique. Le vocabulaire n'a le plus souvent pas le même sens pour l'enquêteur et l'enquêté, comme pour les différents milieux sociaux. On peut en donner différentes illustrations ici : la notion d'environnement peut être entendue au sens restrictif d'environnement naturel ou aussi comprendre l'environnement humain, comme l'expliquent ces auteurs : « On entrevoit cependant des différences portant sur les difficultés d'ordre social, telle que la violence et la sécurité quotidienne, que les citadins et banlieusards associent plus volontiers que les ruraux à la notion d'environnement Ceci recoupe l'association de l'environnement aux "gens" plutôt qu'à la "nature". » (COLLOMB P., GUERIN-PACE F., BERLAND M., 1994) Même si l'on peut supposer que dans une enquête se présentant comme portant sur l'environnement naturel, les répondants vont spontanément ajuster leurs définitions et représentations propres de la notion d'environnement, comprenant éventuellement l'environnement social, voire l'aménagement urbain de leur quotidien, le doute peut subsister quant à la stabilité de l'acception au long de l'échange...

Une autre enquête française précise quant à elle les différentes significations qui peuvent être données à l'expression « développement durable » : « Au moment où les acteurs économiques se mobilisent de plus en plus autour du développement durable, il est apparu intéressant d'interroger les Français sur ce que recouvre pour eux cette notion. Un tiers (33%) des personnes interrogées estime que le développement durable doit « garantir un développement qui satisfait les besoins des générations actuelles sans compromettre ceux des générations à venir. » Cette définition correspond à la définition officielle, proposée en 1987 par la commission des Nations Unies pour l'environnement et développement (« Rapport Brundtland »). Elle entre en concurrence avec une acception détournée mais très répandue dans les médias et parmi les acteurs économiques, selon laquelle le développement durable serait synonyme de croissance économique. Précisément, près d'un autre tiers des enquêtés (31%) pense que le développement durable doit garantir la croissance économique et la création d'emplois. Il y a manifestement confusion entre « développement durable » et développement tout court. La notion de durabilité combine en effet progrès social, efficacité écologique,

performance économique, équité entre les générations et les pays. Pour 18% des Français, le développement durable signifie une répartition plus équitable des richesses entre les pays du nord et ceux du sud, alors que 8% d'entre eux attribuent à cette notion des objectifs davantage orientés vers la préservation de l'environnement. Enfin, pour 6% des personnes interrogées, le développement durable implique une rupture nette avec le modèle de développement économique (produire et consommer moins). Force est donc de constater que, soumise à l'appréciation de l'opinion publique, la notion de développement durable reste encore floue, voire inexacte, pour beaucoup. » (LAVOUX T., ROY A., 2002)

La précaution méthodologique prise par cette étude se fonde très probablement sur le caractère relativement récent, officiel et juridique de cette expression qui peut laisser supposer que la définition n'ait pas été correctement assimilée dans tous les milieux sociaux. Mais de manière générale on peut constater que la grande majorité des sondages ne font pas préciser le sens des mots ordinaires qui figurent dans leurs questions, postulant sans doute que la signification en est la même pour tout le monde, ce que l'anthropologie dément. Les questions si elles sont posées de la même manière à tous les enquêtés, ne se posent pas à eux de la même façon : ils ne répondent donc pas aux mêmes questions...

On peut également souligner et regretter un autre biais d'enquête, - peut-être plus spécifique au champ de l'environnement ?- qui consiste à niveler en quelque sorte les différents niveaux d'analyse, en faisant comparer des propositions qui (de mon point de vue !) ne sont pas du même ordre. Ainsi peut-on lire dans les questions introductives du Baromètre IRSN 2006 la proposition suivante (p 34) :

« Dans chacun des domaines suivants, considérez-vous que les risques pour les Français en général sont :

- le tabagisme des jeunes
- la drogue
- la pollution atmosphérique
- l'alcoolisme
- le sida
- l'obésité des jeunes
- la pollution des lacs, des rivières et des mers
- les accidents de la route
- les pesticides
- les déchets chimiques
- les déchets radioactifs
- le terrorisme
- les incendies de forêt
- les retombées radioactives de Tchernobyl en France
- les installations chimiques

- les inondations
- les maladies professionnelles
- les centrales nucléaires
- les transports de matières dangereuses
- les accidents domestiques
- les OGM
- les incinérateurs de déchets ménagers
- les antennes de réseaux de téléphones portables
- les produits alimentaires
- la grippe aviaire
- les accidents d'avion
- les radiographies médicales
- le radon dans les habitations»

Les items sont présentés ici dans l'ordre des réponses des enquêtés, on peut donc noter que la pollution atmosphérique arrive en troisième place avec 69%, le tabagisme des jeunes remportant le score de 78%. Mais l'intérêt ici est plutôt d'ordre méthodologique : en effet ces risques m'apparaissent de registres très différents... Certains sont d'ordre collectif et incontrôlables (ou très peu contrôlables) individuellement, c'est le cas du terrorisme, des inondations, accidents d'avion, tandis que d'autres relèvent des comportements et choix individuels, tels que le tabagisme, la drogue... Il semble alors difficile de les comparer puisque, comme le révèle le vocabulaire du risque, certains relèvent de la prise de risque individuelle, tandis que d'autres sont des périls qui s'imposent à tout un chacun. La question complique encore la possibilité de réponse : comment peut-on considérer certains des risques cités « pour les Français en général » ? Comment le tabagisme ou l'obésité des jeunes peut-elle faire figure de risque pour les Français en général, et notamment ceux qui ne sont ni jeunes, ni fumeurs, ni obèses ? Comment peut-on classer des risques qui ne concernent qu'une fraction de la population pour son ensemble, alors même que le rapport au risque est essentiellement individuel, lié à notre histoire, nos valeurs, nos déterminants sociaux propres ?

On peut retrouver cette offre – ou plutôt prescription- de comparaison dans d'autres études : ainsi peut-on voir faire classer par ordre de préoccupation des sources de pollutions, présentées alors comme des causes : « rejets des eaux usées des industries » ; « utilisations des engrais et pesticides dans l'agriculture »,... avec les conséquences des dégradations des eaux, par exemple la « disparition de certains poissons »...(ROY A., 2004) De la même manière me semble-t-il, une autre enquête fait comparer et prioriser la « préservation de la qualité de l'air et des eaux » et la « sauvegarde des plantes et animaux » (DOBRE M.,

HAMMER B., 2004) : même si certes la « sauvegarde des plantes et animaux » ne dépend pas que de la « préservation de la qualité de l'air et des eaux », on peut cependant comprendre, je crois, cette sauvegarde comme une conséquence de la préservation de leurs écosystèmes. On peut alors se demander si l'anthropocentrisme dénoncé à plusieurs reprises ne peut en partie s'expliquer par ces formulations de questions, car certains enquêtés peuvent considérer que la « préservation de la qualité de l'air et des eaux » aura pour conséquence (nécessaire mais non suffisante) la « sauvegarde des plantes et animaux », et que en termes de priorité la préservation des ressources est fondamentale, car déterminant la sauvegarde et la santé de l'ensemble des éléments des écosystèmes. N'est-ce pas dans ces exemples, un raisonnement relatif à la priorisation des problèmes généraux par rapport aux problèmes particuliers, des causes par rapport aux conséquences qui prévaut ? Si tel était le cas, cette attitude intellectuelle paraîtrait d'ailleurs assez adaptée au champ de l'écologie... C'est ce que confirme également l'étude d'ILIS qui explique que l'acceptabilité sociale des risques écologiques dépend évidemment de la formulation des questions posées : « D'un point de vue social, la formulation des objectifs de gestion (écologique) est donc importante. Si l'on reprend l'anecdote précédente (relative au fait que peu de gens vraisemblablement s'inquiéterait de la disparition ou raréfaction des moustiques), l'objectif « protection des moustiques » n'aura pas le même impact que l'objectif « préserver la ressource alimentaire des batraciens » (ILIS, 2005)

Le laconisme des réponses comme des questions fait apparaître une nouvelle limite des enquêtes quantitatives, qui laisse trop de place aux interprétations des enquêteurs, ou à défaut de ces dernières, des lecteurs... Ainsi une étude (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002) rapporte que « la sauvegarde des plantes et animaux concerne les populations défavorisées, tandis que les populations favorisées sont plus soucieuses du développement de technologies respectueuses de l'environnement » : là encore cette différence sociale intéressante ne trouve pas d'explicitation sociologique précise dans l'étude. Un autre exemple parmi beaucoup est celui de la pollution de l'eau qui « est une préoccupation plus importante pour les personnes âgées : 2 fois plus que chez les moins de 25 ans » (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002) Comment expliquer ce phénomène ? Sans analyse, bien des hypothèses paraissent plausibles... On ne peut que regretter l'absence de commentaires des enquêtés sur leurs réponses, commentaires qui permettraient de donner sens, ou plutôt leurs significations subjectives aux réponses... Ce manque de profondeur sémantique dans les réponses peut cependant apparaître comme le coréllaire de la faible signification attribuée aux questions par les répondants... Car c'est bien

cette condition qui est essentielle pour que les enquêtés s'investissent et livrent leurs points de vue, - quand ceux-ci sont existants ! Car comme l'a fait remarquer en son temps Pierre Bourdieu, si « l'opinion publique n'existe pas », c'est, - en partie, mais pas seulement - parce que la production d'une opinion n'est pas à la portée de tous... (P. Bourdieu, 1984), d'autant plus sur des questions aussi spécialisées, techniques et complexes que celles d'environnement.

La participation à ce qui est considéré comme un questionnement d'expert peut ainsi même être refusée, comme le raconte cette expérience de comparaison des différentes manières possibles de présenter, communiquer sur un risque sanitaire : « La passation de ce questionnaire très technique auprès de la société civile a été laborieuse : nous avons observé soit un refus instantané de la part des habitants, soit une réticence forte à y répondre. Le recours à des termes relevant du domaine des experts, à des ratios, à des calculs renvoie fréquemment le « profane » à une forme de méconnaissance et de manque de maîtrise des concepts. En outre, certaines personnes interrogées ont montré une forte défiance, pour ne pas dire méfiance à l'égard d'un tel questionnaire, relevant plus d'un langage « incompréhensible », « technocratique » et éloigné des préoccupations quotidiennes. Même lorsqu'ils ont accepté de répondre, le questionnaire n'est parfois renseigné que partiellement, parce que trop fastidieux et complexe, ou encore la déclinaison entre les différentes formulations présente des distinctions trop infimes pour être relevées. Enfin, l'enjeu de la communication autour de la gestion des risques était parfois beaucoup trop éloigné des préoccupations des riverains face à l'intensité des nuisances qu'ils ont subies. La question n'était pas pour eux d'améliorer la communication du risque, mais avant tout de régler la question des nuisances. Ce questionnaire a pu apparaître à certains comme l'illustration du décalage, voire de la déconnexion qu'ils ont ressentie et parfois exprimée entre les préoccupations des experts et responsables d'une part, et leurs propres préoccupations d'autre part. » (HARPET C., VOLLE I., 2005)

Il reste encore une question méthodologique importante qui est celle des relations entre représentations et pratiques, dont l'intérêt est souvent souligné par les auteurs d'enquêtes quantitatives car il permet de mettre en perspectives discours et actions. Ainsi une grande enquête nationale considère-t-elle que « seulement 11% de la population peut être considérée comme profondément sensible à la cause écologique, (à partir de l'un des critères suivants : adhésion à une association écologiste, affichage de préoccupations fortes au regard

d'autres sujets d'intérêt général, acceptation de payer plus de taxes affectées directement à la défense de l'environnement), ce qui se traduit dans leurs pratiques (achat de produits bio ou verts, moins d'automobilistes) (IFEN/ EDF / CREDOC, 2002) Il faut ici nuancer la précision de cette mise en perspective dans la mesure où les pratiques ne sont par définition dans un sondage, que déclarées - et non observées, comme dans une enquête ethnographique. Les enquêtés peuvent exagérer - consciemment ou inconsciemment - l'importance de leurs pratiques, ou au contraire les oublier, avoir du mal à les évaluer, etc...

On peut donc s'interroger sur la capacité de ces études quantitatives à identifier et restituer précisément la diversité, la signification et la dynamique des logiques sociales exprimées dans les résultats de sondages.

Conclusion

Résultats

A l'issu de ce panorama des études portant sur les représentations des risques pour l'environnement, il apparaît difficile et surtout imprudent de dégager des tendances régionales. On ne dispose pas ici de suffisamment d'études pour tel ou tel pays ou région du monde et surtout d'études comparables ou même seulement « articulables » pour en tirer des conclusions affirmatives... A mon sens des conclusions ne peuvent se dégager que d'analyses sociologiques, socio-politiques, qui on l'a vu, sont le plus souvent absentes des études quantitatives de type sondage dont on dispose essentiellement, car sans appréhension analytique fondée conceptuellement, ce qui apparaît comme des données, des faits « objectifs » – tels le biocentrisme anglais ou l'anthropocentrisme français- est alors analysé par le lecteur à partir de ses propres catégories, a priori... Ces « données » qui ne sont que le résultat de constructions méthodologiques (sélection de populations, propositions de questions, comparaisons...) ne devraient souvent s'interpréter que comme hypothèses de recherche, relatives tout autant à leurs conditions de production méthodologiques, qu'aux déterminants sociologiques possibles...

On peut cependant noter des résultats intéressants, à confirmer le plus souvent dans la durée et surtout à expliquer. Pour résumer, on peut retenir des études quantitatives que la préoccupation pour l'environnement reste relativement stable dans les opinions européennes, et que la défiance des citoyens à l'égard des autorités politiques, de leurs communications et actions y est particulièrement marquée. Les préoccupations se portent prioritairement et régulièrement sur les qualités de l'air et de l'eau, sans que finalement l'on puisse déterminer me semble-t-il si ces préoccupations sont relatives aux conséquences en terme de santé publique, ou parce que ces éléments seraient considérés comme essentiels dans les écosystèmes. L'influence de la médiatisation sur la variation des opinions semble manifeste, tant dans la hiérarchisation des préoccupations liée en partie à l'actualité et à sa médiatisation, que dans la disparition de certains problèmes (les pluies acides) ou l'émergence d'autres (les pesticides). Un fait notable réside à mon avis dans la découverte, dans le cadre de différentes études nationales et internationales, que les populations défavorisées ne sont pas plus

indifférentes ou moins conscientes des problèmes environnementaux que les populations plus favorisées, mais qu'elles n'ont pas les mêmes moyens d'expression (politiques, ou en actes de consommation par exemple) de ces préoccupations. L'opinion répandue que le souci de l'environnement est un « luxe » se doit donc d'être révisée.

Mais l'enseignement majeur sur le fond, est à mon sens redevable aux rares études qualitatives qui nous montrent que la relation à un risque pour l'environnement est essentiellement dynamique, évolutive, car le résultat d'interactions sociales, et que par conséquent il est illusoire de vouloir notamment dessiner une hiérarchisation précise et définitive des priorités environnementales. Les relations des populations ne se définissent pas vis à vis de polluants ou de risques pour l'environnement, mais vis à vis de pollutions (c'est-à-dire de situations mettant en jeu des polluants avec divers autres éléments : connaissances, incertitudes, technologies productrices de polluants, enjeux économiques, acteurs sociaux, stratégies...) et de situations à risques : situations qui par définition sont multifactorielles, multidimensionnelles et évolutives.

On peut en prendre pour dernier exemple cette étude de cas qui nous montre comment une pratique considérée comme environnementale peut être amenée progressivement à être jugée comme potentiellement polluante... du fait que la conscience des risques, des incertitudes, et des conséquences environnementales est elle-même évolutive et semble de plus en plus aiguë. C'est ce que retrace l'étude menée sur *L'épandage des boues de la papeterie Chapelle Darblay* qui montre comment une pratique ancienne d'épandage des boues va devenir problématique pour différents acteurs : des associations environnementalistes, des élus locaux, les administrateurs du Parc régional concerné, des agriculteurs, des écologistes politiques... La poursuite et l'extension de l'épandage est remis en question du fait de « ...la mise en évidence des difficultés méthodologiques de mesure (qui) conduit certains acteurs à s'interroger sur le sens même des mesures réglementaires, qui ne prennent pas en compte l'interaction des substances avec leur environnement et en particulier la possible accumulation de ces substances. En résumé, la dynamique de cette controverse tendrait à prouver que, plus l'encadrement réglementaire est fort, plus des procédures qui visent à assurer la concertation et la transparence des décisions sont mises en place, plus les choses se compliquent et rendent la situation incontrôlable. » (A. BERENGUER, G. CADORET, B. DAAMPHOUSSE, M. AKRICH, 2002, p.73) Ce constat n'est pas isolé: ainsi toujours sur une question de boues, d'autres chercheurs concluent que « L'encadrement des pratiques d'épandage a été

progressif : d'un usage habituel, l'épandage a été pris en charge dans les années 1970 de façon d'abord pragmatique, puis des textes plus précis sont venus définir les conditions de réalisation des épandages ainsi que la composition des boues. Tout se passe comme si l'activité devenant visible, professionnelle et encadrée par des textes réglementaires, grossissaient parallèlement les difficultés qu'elle devait affronter. » (D'ARCIMOLLES M., BORRAZE O., SALOMON D., 1999)

Préconisations

On ne peut donc que renouveler ici notre suggestion de développer prioritairement des études qualitatives dont l'intérêt est d'abord de percevoir, analyser et restituer la complexité des situations. Ces études en revanche ne répondent pas nécessairement aux objectifs de prévision, d'anticipation, et de certitudes de leurs commanditaires... certainement moins en tout cas que les études quantitatives qui livrent des données, des chiffres dont la compréhension et l'explication sont souvent laissées à la discrétion du lecteur, c'est-à-dire à ses propres catégories d'interprétation...

Cependant, malgré les nombreuses critiques adressées aux études quantitatives dans ce rapport, il ne s'agit pas ici de réprouver tout recours à ce type d'étude qui présente a priori l'intérêt de la comparaison transversale entre populations. Il est vrai aussi que l'environnement est un champ d'investigation nouveau à plus d'un titre, puisqu'il s'agit d'un champ disciplinaire très récent au regard de l'histoire des sciences, d'un sujet de préoccupation culturel et politique encore plus récent pour nos concitoyens –de surcroît relativement « technique » et complexe, enfin d'un objet de recherche encore très peu investi par les sciences humaines... Ces conditions ne sont donc guère propices à l'observation d'études bien « calibrées », référencées, bref bien maîtrisées méthodologiquement ! Les suggestions proposées ici pour une meilleure adéquation de ces recherches à leur objet s'organisent autour de la proposition d'une meilleure articulation entre approche quantitative et approche qualitative. Les deux peuvent utilement se compléter, l'enquête qualitative –outre son intérêt propre- pouvant aussi préparer efficacement l'enquête quantitative en lui apportant un socle solide. En effet, des enquêtes qualitatives bien analysées peuvent permettre de recenser les différentes acceptions du vocabulaire clef de chaque domaine d'étude, comme l'a montré l'exemple des différentes significations attribuées au « développement durable », pour

ensuite mesurer la répartition de chaque acception du vocabulaire. Ces enquêtes permettent au-delà de la question du vocabulaire, d'appréhender les logiques sociales, culturelles et idéologiques sous-jacentes aux représentations, et ainsi d'adapter les questions, de manière à ce qu'elles fassent sens, le plus possible, pour le plus grand nombre d'enquêtés. On peut vraisemblablement enrichir et préciser la signification des réponses en proposant des énoncés d'explicitation de celles-ci, afin de faire préciser quel est le sens de la réponse pour son auteur, qui peut être très variable pour une même question.

Enfin on peut encore proposer des questions ouvertes, dont le traitement est certes beaucoup plus long que celui des questions fermées, mais dont l'apport est significativement plus riche. On pourrait ainsi demander par exemple quels sont les risques pour l'environnement qui inquiètent le plus... le résultat serait sans doute fort différent des réponses pré-déterminées par les questions, car les réponses les plus authentiques sont celles qui suivent les questions que l'on se pose, et non celles que l'on nous pose.

Bibliographie

La Bibliographie présentée ici est classée à partir des régions de production : France, Europe, Etats Unis et Canada.

Dans un second temps, est distinguée la littérature générale sur le risque, de celle portant plus spécifiquement sur le risque environnemental.

Enfin sont présentés les travaux de réflexion théorique, puis les travaux relevant de méthodologies de type qualitative, et enfin ceux produits par des méthodologies quantitatives.

Bibliographie

1. France

Le risque en général

Réflexion théorique sur le risque en général

- BRONNER G., (1996), Quelques bonnes raisons de mal anticiper le futur (p.339-358), *L'Année sociologique*, vol.46, n°2.
- CALLON M., « Des différentes formes de démocratie technique », *Annales des Mines, Responsabilité et Environnement*, n°9, janvier 1998, p.63-73.
- CALVEZ M., 1993, La sélection culturelle des risques. In : TURSZ A., SOUTEYRAND Y., SALMI R., (Dir.), *Adolescence et risque*, Paris, Syros, 75-87.
- CHAMPAGNE P., (1999), *Les médias et les risques* (p 13-61), *Actes de la treizième semaine CNRS du programme Risques Collectifs et Situations de Crises*.
- EWALD F., (1986), *L'Etat providence*, Grasset Frasquel.
- GILBERT C , *Risques collectifs et situations de crise. Apports de la recherche en sciences humaines et sociales*, L'Harmattan, collection "Risques collectifs et situations de crise", 2003.
- JONAS H., *Le Principe responsabilité*, Paris, Cerf, 1990.
- LARRERE C., LARRERE R., (coord.) : *La crise environnementale*, 1997, INRA Editions, 302 p.
- LAUFER R., ORILLARD M. (Dir.), *La confiance en question*, L'Harmattan, Paris, 2000.

- LAUTMANN J., (1996), Risque et rationalité (p 273-285), *L'Année sociologique*, vol.46, n°2.
- LOLIVE J., Configurations, prises et propositions, dans : « Apprivoiser les catastrophes », *Les annales de la recherche urbaine* n°95, 0180-9306-VI- 04/95/pp.7-14.
- OBSERVATOIRE DES OPINIONS SUR LES RISQUES ET LA SECURITE, animé par l'IRSN, comptes-rendus de réunion - 2000 – 2001
- PERETTI-WATEL P., *Sociologie du risque*, Paris, A. Colin, 2000.
- PERETTI-WATEL P., *La Société du risque*, Paris, La Découverte, 2001.
- PICON B., Allard P., Gestion du risque inondation et changement social dans le delta du Rhône : les « catastrophes » de 1856 et 1993- 1994, Rapport Desmid-CNRS, 2004.
- PROGRAMMES RISQUES COLLECTIFS ET SITUATIONS DE CRISE (France). Séminaire, BOLTANSKI, Luc (et al.). *Alertes, affaires et catastrophes : logique de l'accusation et pragmatique de la vigilance : points de vue de Luc Boltanski, Francis Chateaurenaud, Jean-Louis Derouet, Cyril Lemieux, Didier Torny : actes de la 5^e séance, 15 février 1996*. Grenoble : CNRS, Programme Risques collectifs et situations de crise, 1996. 163 p.
- RAPPORT NICOLE, *Risk communication on contaminated land*, Novembre 1999.
- REMY E, NOVEMBER V, D'ALESSANDRO-SCARPARI C, CHARVOLIN F, LATOUR B., *Espaces, savoirs et incertitudes*, Paris, Ibis Press, 2005.
- THOMAS L.-V., "Fantasmes de mort et technologie", *Traverses*, 1982, n°26.
- THOMAS L.-V., *Anthropologie des obsessions*, Paris, Librairie des méridiens, 1988.

- TUBIANA M, VROUSOS C, CARDE C, PAGES JP, ET AL., (1999), *Risque et société : actes du colloque des 18-19-20 novembre 1998 à Paris*, Gif-sur-Yvette : Editions Nucléon.

Etudes qualitatives

- BARJONNET P.E., (1990), *De la représentation du risque en zone urbaine à sa prévention : décalages et contradictions*, rapport de recherche INRETS.

-CALLON M., LASCOUMES P., BARTHE Y., 2001, *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Seuil, Paris.

- CHATEAURAYNAUD F. et TORNY D., *Les Sombres Précurseurs. Une sociologie pragmatique de l'alerte et du risque*, Paris, MSH, 1999.

- DUCLOS D., "La construction sociale du risque : le cas des ouvriers de la chimie face aux dangers industriels", *Revue Française de Sociologie*, 1987, vol 28 ; *La Peur et le Savoir. La société face à la science, la technique et leurs dangers*", Paris, La Découverte, 1989

- ESTADES J., (Inra Grenoble) REMY E. (INRA UMR SAD-APT, Paris), 2^e rencontres de l'INA, *Le risque dans nos activités de recherche et de développement*, 4 avril 2003, *Experts et profanes en situation d'expertise : duel ou duo ?* ».

- PERETTI-WATEL P., (1999), Pour qui et pourquoi un risque est-il acceptable ? Représentations du risque et inégalités sociales (p.9-35), *Les Cahiers de la sécurité intérieure*, n°39.

Le risque environnemental

Réflexion théorique sur le risque environnemental

- ALPHANDERY P., BITOUM P., DUPONT Y., *L'Équivoque écologique*, Paris, La Découverte, 1991.
- BARBIER R., *Une société au rendez-vous de ses déchets. L'internalisation des déchets comme figure de la dynamique du collectif*, Paris, École des Mines de Paris, Centre de Sociologie de l'Innovation, 1996 (thèse de doctorat en socio-économie de l'innovation).
- BARTHE Y., *Comment parle-t-on des générations futures?*, Paris, École des Mines de Paris, Centre de sociologie de l'innovation, 1997 ; *L'Information et l'expérimentation comme modes de gouvernement: l'exemple de la gestion des déchets à vie longue*, Paris, École des Mines de Paris, Centre de sociologie de l'innovation, 1997.
- BENSAUDE-VINCENT B., STENGERS I., *Histoire de la chimie*, Paris, La Découverte, 1995.
- BERTOLINI G., "Recherche sur les déchets en économie et en sociologie; un état de l'art", revue *Déchets, Sciences et Techniques*, n°3, 3^e trimestre 1996 ; "L'or et l'ordure, le déchet et l'argent", in J.-C. Beaune (dir.), *Le Déchet, le rebut, le rien*, Seyssel, Champ Vallon « Milieux », 1999.
- BILLE R., MERMET L., BERLAN M., *Concertation, décision et environnement*, Vol.3, MEDD, 2006
- BRENOT J., (1994), *Approche socio-culturelle de la perception des risques (p6-12)*, *Compte-rendu de la réunion du 31/04/1994 de l'Observatoire de l'opinion sur les risques et la sécurité*, Institut de Protection et de Sécurité du Nucléaire.
- BRAM G. (dir.), *La Chimie dans la société, son image, son public*, Paris, CNRS, L'Harmattan, 1995.

- BUCLET N., « Gestion de crise environnementale et démocratie participative : le cas de l'incinération des déchets ménagers », *Politiques et Management Public*, Vol.23, n°2, juin 2005, p.91-116.

- BUCLET N., "Incinérateurs et acceptabilité sociale: la participation du public en question", *Note pour le Comité de la Prévention et de la Précaution du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, Décembre 2004, p.37-40.

- CALLON M., RIP A., "Humains, non-Humains: morale d'une coexistence", in J. Theys, B.Kalaora, *La Terre outragée. Les experts sont formels*, Paris, Autrement, 1991.

- CHARVOLIN F., "La mise en rapport des pollutions et des nuisances (1964-1967). Inscriptions, affaires publiques et changement d'échelle environnemental en France", *Les Raisons de l'action publique. Entre expertise et débat*, Actes du colloque CRESAL-CNRS, Paris, L'Harmattan, 1993.

- DAB W., "Risques, peurs, précaution et démocratie sanitaire : quelques réflexions sur l'éco-santé", *Passages*, 1998, n°93-94.

- DE SILGUY C., *Histoire des hommes et de leurs ordures du Moyen-âge à nos jours*, Paris, Le Cherche Midi, 1996.

- DIEBOLT Wanda, HELIAS Annick, BIDOUE Dominique, CREPEY Georges, *Les inégalités écologiques en milieu urbain*, Inspection générale de l'environnement, Paris; Inspection générale de l'environnement; 2005; 71 pages.

- DOURENS C., VIDAL-NAQUET P.A., (1991), *Le risque et la sécurité dans le domaine de l'eau et de l'assainissement urbain*, (p127-142), dans l'ouvrage collectif *Conquête de la sécurité, gestion des risques*, l'Harmattan.

- DRON D., (2000), *Perceptions et pistes de gestion sociale des risques : le rôle révélateur des questions environnementales*, C.R. Acad. Agric. Fr., 86, no2, séance du 23 février 2000.

- FOURNIER P., "De la souillure à la pollution, un essai d'interprétation des origines du concept de pollution", *Pollution et lutte contre la pollution urbaine en Europe aux XIX^e et XX^e siècles*, Clermont-Ferrand, Rencontres internationales pour une histoire de l'environnement, Centre d'histoire "Espaces et cultures", 2000.
- GOMES DA SILVA J. C., « Versants de la pollution », *L'Homme*, 1984, juil-déc., t.24.
- GRANDAZZI G., « La crise de La Hague : vers une démocratisation de la gestion des risques ? », *Mana*, (1998-01/06)n°4, p.67-92.
- GUEDENEY C. et MENDEL G., *Angoisse atomique... Contribution psychanalytique et socio-psychanalytique à l'étude d'un phénomène collectif*, Paris, Payot, 1973.
- HARPET C., *Du déchet: philosophie des immondices. Corps, ville, industrie*, Paris, L'Harmattan, 1998.
- IFOP-ADEME (Mars 2002), *Les entreprises face aux enjeux énergie et environnement*, Sondage, 8 p.
- INVS, (2000), *Guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigations sanitaires autour d'un incinérateur d'ordures ménagères*, 104 p.
- INVS / INERIS / ADEME / AGHTM / RSD / SFSP, *Stockage des déchets et santé publique*, Mars 2005.
- LAGADEC P., *La Civilisation du risque, catastrophes technologiques et responsabilité sociale*, Paris, Seuil, 1981.
- LASCOUMES P., (1991), De l'atteinte à la prévention des risques industriels, dans l'ouvrage collectif *Conquête de la sécurité, gestion des risques*, l'Harmattan.
- LASCOUMES P., 1998, La précaution comme anticipation des risques résiduels et hybridation de la responsabilité, in *Représenter, hybrider, coordonner*, Actes des journées des 9 et 10 Mai 1996, Paris, Ecole des Mines de Paris, Centre de Sociologie de l'Innovation.

- Maîtrise des risques : prévention et principe de précaution, actes du colloque du 6 novembre 2001 à Paris, (2002), Paris, INRS.
- MARECHAL, Jean-Paul. Le risque environnemental majeur. *Esprit*, (1993-02)n°2, p.142-153
- MARESCA B, POQUET G, FORTINEAU M, LE HUEDE F., (1996), *L'environnement dans les sciences sociales : le regard des chercheurs sur les thèmes porteurs*, Paris, CREDOC, MINENVI
- MEDEF, (Septembre 2002), L'amélioration de l'information du public en matière de risques industriels.
- OBSERVATOIRE DES PME (France), (Octobre 2003), Les PME et l'environnement : enjeux et opportunités, 130 p.
- PAGES J.P., (1993), Risques, espace public et représentation des risques, de la réalité physique à la réalité socio-politique, document de travail, Commissariat à l'Energie Atomique, Direction de la Communication.
- Risques, environnement, modernité. *Espaces et sociétés*, (1994)n°77, p.3-152. Tabl. Numéro spécial.
- RUMPALA Y., « Régulation publique et environnement. Questions écologiques, réponses économiques. », L'Harmattan, collection "Logiques politiques", 2003.
- TAPIE-GRIME, Muriel. Le Nimby, une ressource de démocratisation. *Ecologie politique*, (1997,automne/hiver)n°21, p.13-26.

Etudes qualitatives

- ARMAND D., "L'image de la chimie dans le public", *La Chimie dans la société, son rôle, son image*, Paris, CNRS, L'Harmattan, 1995.
- AYMARD A., AYMARD N., COCHIN Y., HERMAND C., LHUILIER D., *Des déchets et des hommes*, Paris, Centre Censier, rapport pour le ministère de l'Environnement, 1995 .
- D'ARCIMOLLES M., BORRAZE O., SALOMON D., *L'épandage des boues des stations d'épuration urbaine en agriculture : pratiques, blocages et mises aux normes dans six départements*, Paris, CSO, Décembre 1999.
- BARBIER R., *Une société au rendez-vous de ses déchets. L'internalisation des déchets comme figure de la dynamique du collectif*, Paris, École des Mines de Paris, Centre de Sociologie de l'Innovation, 1996 (thèse de doctorat en socio-économie de l'innovation).
- BERARD L., MARCHENAY P., *Biodiversité et savoirs naturalistes locaux en France*, Ed. CIRAD/ INRA, 2006
- BERENGUER A., CADORET G., DAMPHOUSSE G., AKRICH M., L'épandage des boues de la papeterie Chapelle Darblay, dans : *La griffe de l'ours, Débats et controverses en environnement*, Les Presses de l'Ecole des Mines de Paris, Paris, 2002.
- BERSTEIN, Mary, JASPER, James M. Les tireurs d'alarme dans les conflits sur les risques technologiques : entre intérêts particuliers et crédibilité. *Politix (Paris)*, (1998-10/12)n°44, p.109-134.
- CEREL, *Le Système de représentation des déchets solides et de la pollution*, Paris, Rapport pour le ministère de l'Environnement, 1979.
- CHAMPAGNE P., PAGES JP., « Environnement, espace public et représentation », *Espaces et sociétés*, n°77, L'Harmattan, 1994

- DUCHENE F., MOREL-JOURNEL C., COANUS T., MARTINAIS E., De la culture du risque. Paroles riveraines à propos de deux cours d'eau périurbains, Ed. de l'Aube, 2004.
- FRIEBERG C., "Représentations, classifications: comment l'homme pense ses rapports au milieu naturel" : 347-355, in M.Jolivet (dir.), *Sciences de la nature, sciences de la société. Les passeurs de frontières*, Paris, CNRS, 1992.
- GERAL, *Des déchets et des hommes*, Paris, rapport au ministère de l'Environnement, Sous-Direction des produits et des déchets, 1996.
- GERAL, *Unité de stockage d'ordures ménagères en zone rurale*, Rapport ADEME, Juillet 1998.
- GERAL, *Environnement et santé: représentations des risques sanitaires liés aux déchets et à leurs modes de traitement*, Octobre 1999, convention ADEME 970 8001.
- HARPET C., VOLLE I., *Perception sociale des risques sanitaires. Le cas de la papeterie de MENNECY (Essonne)*, Etude Economie et Humanisme / BRGM / INVS, Janvier 2005.
- POUMADERE M., (2002/01), *Les Boues à la une ? Eléments de communication des risques s'appliquant aux boues d'épuration municipale et leur utilisation en agriculture*, INSTITUT SYMLOG.
- REMY E., "Apprivoiser la technique. Un débat public autour d'une ligne à haute tension", *Politix*, 1995, n°31.
- RUMPALA Y., «Le réajustement du rôle des populations dans la gestion des déchets ménagers. Du développement des politiques de collecte sélective à l'hétérorégulation de la sphère domestique», *Revue Française de Science Politique*, Vol. 49, N°4-5, août-octobre 1999
- RUMPALA Y., «Qualification de problèmes comme "risques environnementaux" : l'exemple des déchets et des transports routiers», in *Risques collectifs et situations de crise*.

Apports de la recherche en sciences humaines et sociales, sous la direction de Claude GILBERT, L'Harmattan, collection "Risques collectifs et situations de crise", 2003.

- THEYS J., *Société immatérielle et mutation des valeurs –vers de nouvelles représentations de l'environnement et du territoire*, Notes du Centre de prospective et de Veille scientifique, N°1, Ministère de l'environnement, Ministère de l'Équipement, Décembre 1994.

- THEYS J., KALAORA B., « Quand la science réinvente l'environnement », *Autrement*, La terre outragée, n°1, janv. 1992.

- THOMAS L.-V., *Fantasmes au quotidien*, Paris, Librairie des méridiens, 1984 ; *Le Sentiment de la mort nucléaire*, Paris, Librairie des méridiens, 1983.

- TOMASSONE R., « Epuración des boues et enquête publique : l'expertise citoyenne est-elle un leurre ? », *Natures, Sciences, Sociétés*, 2002, Vol.10, n°3, pp.27-35.

- TORNÉ D., La traçabilité comme technique de gouvernement des hommes et des choses, *Politix*, n°44, pp.51-75, 1998.

- TOURAINE A., HEGEDUS Z., DUBET F., WIEVIORKA M., *La Prophétie anti-nucléaire*, Paris, Seuil, 1980.

- TOUSSAINT-SOULARD C., « Les agriculteurs et la pollution des eaux. Proposition d'une géographie des pratiques », *Natures, Sciences, Sociétés*, 2002, Vol.13, pp.154-164.

- VAN STAEVEL BERNARDET E., BERTHET C., *Aide à la conception d'outils de communication sur les déchets industriels; Première phase: Etude sémantique et discours des acteurs sociaux*, Rapport commandité par l'association RECORD, Contrat n°95-701, juillet 1996.

- VAN STAEVEL BERNARDET E., MORALI A., *Aide à la conception d'outils de communication sur les déchets industriels; deuxième phase: Représentations et modes de communication des spécialistes des déchets industriels*, Rapport commandité par l'association RECORD, Contrat n°95-701, juillet 1997 ; *L'Insertion au quotidien dans le secteur des*

déchets. Analyse de quatre structures d'insertion, Paris, ADEME, « Données et références », 1997.

-VAN STAEVEL BERNARDET E., "De la monstruosité du Déchet Ultime", in J.-C. Beaune (dir.), *Le Déchet, le rebut, le rien*, Seyssel, Champ Vallon « Milieux », 1999.

- VAN STAEVEL BERNARDET E., *La pollution sauvage*, PUF, Coll. Partage du savoir, 2005.

- ZMIROU D., A. DELORAINE, W. DAB, H. ISNARD, Incertitude, expertise et décision: les leçons de la décharge de Montchanin, *Rev. Epidém. et santé Publ.*, 1995, 43, 584-593, (24 références), 99-26-Anal-Com LO: 1262.

- ZONABEND F., *La Presqu'île au nucléaire*, Paris, Odile Jacob, 1989.

Etudes quantitatives

- ACES, Ministère de l'environnement, *L'environnement dans les sondages*, SRETIE, Mars 1992.

- ADEME, (2003), *Etat de l'art en matière de connaissances de la population concernant la pollution atmosphérique et son attitude face aux mesures préconisées. Enquête réalisée auprès d'un échantillon de 300 personnes de l'agglomération grenobloise (personnes âgées, de "gros rouleurs", de mères de jeunes enfants et de personnes ayant déjà une sensibilité "écologique"...)*

- ADEME, (2001), *Représentation des risques sanitaires liés aux déchets ménagers et à leur mode de traitement; aspects psychosociologiques*. Fiche étude.

- ADEME, (2001), *Perception des risques sanitaires liés à l'incinération des ordures ménagères*. Fiche thématique.

- ANTOINE-PAILLE M.T., BANOS-TREGAN S., Amiante -vache folle- Tchernobyl : les passages clandestins de l'expansion (p3.12), *Le sondoscope*, juillet, édité par le CESEM.
- ANTOINE J., 1968-1993, *l'émergence et le développement de la conscience écologique en France*, BIC-EDF, 1993
- ANTOINE J., *Nucléaire, écologie, environnement, l'évolution de l'opinion publique française à travers les sondages*, EDF, Comité de la prospective, avril 1991.
- AVF, Ministère de l'environnement, Délégation à la qualité de la vie, *Les Français face à leur environnement*, dix ans de sondage d'opinion, 1991
- BERLAND-DARQUE M., COLLOMB P., GUERIN-PACE F., Perceptions de l'environnement, in *Populations et sociétés*, Bulletin mensuel d'information de l'INED, Juin 1993, n°280.
- BRECHON P., *Les valeurs des Français. Evolution de 1980 à 2000*, Paris, A.Colin, 2000.
- CHARTIER C, FLAHAULT E, *Les fiches sociologie et comportements*, ADEME.
- COLLOMB P., GUERIN-PACE F., BERLAND M., *Perceptions de l'environnement*, [Le Courrier de l'environnement n°21](#), janvier 1994
- CREDOC, *La dégradation de l'environnement : des opinions aux actions*, par Ariane Dufour, Collection des rapports N°107, octobre 1991
- CREDOC, *Perceptions du cadre de vie et attitudes sur l'environnement*, vague d'automne 1989, par Ariane Dufour, Collection des rapports N°86.
- CREDOC, MARESCA B., *L'espace de l'environnement, entre l'aspiration au bien-être et la philosophie de la nature*, Collection des rapports N°53, septembre 1993.
- DOBRE, M. *L'opinion publique et l'environnement*. Orléans : Institut français de l'environnement, 1995. 95 p. (Les dossiers de l'environnement).

- DOBRE, M., CARAIRE C., *La sensibilité écologique des français à travers l'opinion publique*, IFEN, 2001.

- DOBRE M.,(IFEN), HAMMER B.(EDF-DER, GRETS), *Les Français mieux disposés à agir pour l'environnement*, [Le Courrier de l'environnement n°32](#), décembre 1997.

- DELORAINE A, HEDREVILLE L, DAUBIGNY L, ET AL, (2000/11), Pollution atmosphérique d'origine automobile : perception des risques pour la santé et attitudes et pratiques de la population en matière de déplacements, Programme PRIMEQUAL-PREDIT, CAREPS.

- DUFOUR A., *La Dégradation de l'environnement: des opinions aux actions*, Enquête Conditions de vie et aspirations des français, Paris-Orléans, CREDOC-IFEN, n° 146, sept. 1994

- HAMMER B., *Les Français et l'environnement*, Agoramétrie, sémiométrie, eurosociostyles, EDF-DER, GRETS, 1993

- IFEN, (2005), *La perception sociale des risques naturels*, Les Données de l'environnement, n°99, 4 p.

- IFEN, (1997), *Les Français mieux disposés à agir sur l'environnement*, Les Données de l'environnement, n°30.

- IFEN, (1996), *La pollution de l'air préoccupe de plus en plus les Français*, Les Données de l'environnement, n°24.

- IFEN, (1995), *Opinion publique et environnement : une préoccupation toujours plus forte mais pas à n'importe quel prix*, Les Données de l'environnement, n°14.

- IFEN, (1994), *L'environnement pour l'opinion publique: une responsabilité à partager entre Etat et citoyens*, Les Données de l'environnement, n°6.

- IFEN, (2005), *La perception sociale des risques naturels*, Les Données de l'environnement, n°99, 4 p.
- IFEN, (2000), *L'opinion des Français sur l'environnement et leur perception des risques naturels*, *Enquête "Conditions de vie et aspiration des français"*, questions posées par l'IFEN et EDF début 1999, Orléans, 06, 28.
- IFEN, (1999), *L'opinion publique sur l'environnement et l'aménagement du territoire en 1998*, Etudes et travaux, n°22.
- IFEN, (1997), *Les Français et l'environnement*, Etudes et travaux, n°15.
- IFEN, (1996), *Les opinions des Français sur l'environnement et sur la forêt*, Etudes et travaux, n°12.
- IFEN, (1995), *Opinions des Français sur l'environnement et appréciations sur l'eau du robinet*, Etudes et travaux, n°6.
- IFEN, (1994), *Les Français, la nature et l'environnement*, Etudes et travaux, n°2.
- IFEN, (avril 1993), *Les enquêtes d'opinion sur l'environnement*, rapport de J. Antoine, H.Valade, CESEM pour l'IFEN, avril 1993.
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, 2006.
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Résultats du sondage d'octobre 2004, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, Octobre 2004.
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, 2003.

- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, 2002.
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, 2001.
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, 2000.
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, *Perception des risques et de la sécurité*, Unité de gestion des risques, Direction de la stratégie, du développement et des relations extérieures, Baromètre IRSN, 1999.
- JODELET D. et SCIPION C., « Quand la science met l'inconnu dans le monde », *La Terre outragée, Autrement*, n°1, janv. 1992.
- KALAHORA B., CHARLES L., « Intervention sociologique et développement durable : le cas de la gestion intégrée des zones côtières », *Natures, Sciences, Sociétés*, 2000, Vol.8, n°2, pp.31-38.
- KALAHORA B., *Au-delà de la nature l'environnement. L'observation sociale de l'environnement*, Paris, L'Harmattan, 1998.
- LHUILIER D., *Environnement et pollutions : le paradigme du corps étranger toxique*, Actes du congrès international de sociologie clinique, Rome, 1995 ; "Temporalités et déchets", *Temporalistes*, n°33, sept. 1996.
- LHUILIER D, COCHIN Y., (1999), *Environnement et santé : représentation des risques sanitaires liés aux déchets et à leurs modes de traitement*. T1 : rapport final ; T2 : synthèse du

rapport final ; T3 : monographies rurales de Barjac (Gard) et Saint-André (Ardèche), Paris, GERAL, UNIVERSITE PARIS VII-DENIS DIDEROT

- LHUILIER D., COCHIN Y. (avec la coll. de N.Lemeur et G. Psaltopoulos), "Environnement et santé: représentations des risques sanitaires liés aux déchets et à leur mode de traitement.", Paris, Convention ADEME 9708001, Univ. Paris 7, oct. 1999 ; *Des Déchets et des hommes*, Paris, Desclée de Brouwer, 1999.

- LIMOGES C et CAMBROSIO A., "Controverses publiques: les limites de l'information", *Biofutur*, avril 1999.

- MAILLEBOUIS C., NIMBY ou la colère des lieux. Le cas des parcs éoliens, *Natures, Sciences, Sociétés*, 2003, Vol.11, pp.190-194.

- MARESCA B., POQUET G., *Collectes sélectives des déchets et comportements des ménages*, Paris, CREDOC « Collection des rapports » n°146, mai 1994.

- MARESCA B., HEBEL P., *L'environnement. Ce qu'en disent les Français*, CREDOC, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1992.

- MEDD, *Consultation nationale sur la Charte de l'environnement*, 1.Synthèse des questionnaires ; 2.Synthèse des acteurs nationaux, Paris, 20 Janvier 2003.

- MEDD, Programme « Evaluation et Prévention des risques », Méthodologie de retour d'expérience des actions de gestion des risques, Convention MATE 07/2001, rapport final, Ecole des Mines de Paris, ARMINES Sophia-Antipolis, Décembre 2003.

- MEDD, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, *Consentement local à payer et localisation d'un incinérateur*, Document de travail N°05-E10, Paris, Janvier 2006.

- PAGES J.P., MARTY D., (1992), *Demande sociale en matière d'environnement et gestion des risques*, document de travail adressé au Commissariat au Plan, Commissariat à l'Energie Atomique, Direction de la Communication.

- PROSES (Les cahiers du), *Parlementaires (Les) et l'environnement : Programme Science, environnement et société*, (2003/10), Paris : Sciences Po.
- PETIT J.-C., « Le stockage des déchets radioactifs. Perspective historique et analyse sociotechnique », *Représenter, hybrider, coordonner*, Actes des journées des 9 et 10 mai 1996, Paris, École des Mines de Paris, Centre de Sociologie de l'Innovation, 1998.
- PEIXOTO O., *Les Français et l'environnement*, Les éditions de l'environnement, 1993.
- Sondage EXPRESSION PUBLIQUE (www.expression-publique.com), Quelles sont vos préoccupations pour la santé et l'environnement
- TENIERE-BUCHOT PF., l'opinion publique et l'environnement, *Futuribles*, n°89, Juin 1985.

2. Europe

Relation au risque en général

Le risque en général

- BECK U., (1992), *Risk society, towards a new modernity*, Londres, Sage publications.
- BECK U., (1999), Le cœur de la modernité, (p12-15), *Le Monde des débats*, novembre.
- BRENOT J., (1998), *La perception des risques en Europe*, intervention au colloque *Risque et Société*, organise par le centre Antoine Bécèle, 18/11/1994.

- GIDDENS A. (1994), *Modernity and self-identity*, Stanford University Press.

- GIDDENS A. (1991), *Les conséquences de la modernité*, Paris, L'Harmattan.

Le risque environnemental

- AGENCE EUROPEENNE DE L'ENVIRONNEMENT (2003), « aspects socio-politiques de l'environnement », présentation, 39 p.

- BROWN P., Popular epidemiology and toxic waste contamination: lay and professional ways of knowing, *J. Health soc. Behav.*, 1992, 33, 267-281, (60 références), 94-03-IMP-COM, LO 200.

- BROWN P. Race, class, and environmental health: a review and systematization of the literature. *Environ. Res.*, 1995, 69, (1), 15-30, (53 références), 98-21-IMP-COM LO: 1084.

- COMMISSION EUROPEENNE, (2005/04), *Eurobaromètre spécial 217: Attitudes des citoyens européens vis à vis de l'environnement.*, T1 : rapport complet, T2 : synthèse.

- COMMISSION EUROPEENNE, (2005/04), *Eurobaromètre 131: Environnement ? Ce que les européens en pensent* Direction Générale 11 : Environnement, sécurité nucléaire et protection civile, 1999.

- COMMISSION EUROPEENNE, (2005/04), *Eurobaromètre spécial 180: Les attitudes des européens vis à vis de l'environnement.*, Direction Générale de l'Environnement, 2002.

- COMMISSION EUROPEENNE, (2005/04), *Eurobaromètre 110: L'Europe des consommateurs : les citoyens face aux problèmes d'environnement.*,

- COMMISSION EUROPEENNE, (Oct.2005), *Eurobaromètre special: Risk issues.*

- HANNIGAN J., 1995, *Environmental sociology. A social constructionist perspective*, London, Routledge.
- HOFRICHTER J., REIF K., “Evolution of Environmental Attitudes in the European Community“, *Scandinavian Political Studies* 13, 1990: 119-146.
- MONITEUR MONDIAL DE L’ENVIRONNEMENT 2000, *Démoscopie*, février 2000.
- PAVE A., COURTET C., VOLATIER JL., *Environnement : comment la communauté scientifique voit les problèmes*, *Le Courrier de l'environnement* n°34, juillet 1998.
- VAN KOLFSCHOOTEN F., 2002, Can you believe what you read?, *Nature* (London) 416:360-363.

3. Etats Unis et Canada

Le risque en général

Réflexion théorique sur le risque en général

- AMERICAN CHEMICAL SOCIETY, *Understanding risk analysis. A short guide for health, Safety and Environmental Policy Making*, 1998
- BRADBURY, J.A., 1989. The policy implication of differing concepts of risk. *Sci. Technolo. Hum. Values* 14 : 380-399.
- HEIMER C.A., Psychology, and the Estimation of Risk, *Annual Review of Sociology*, Vol.14. (1988), pp.491-519.
- LUHMANN, Niklas. *Risk : a sociological theory*. New York : Aldine De Gruyter, 1993. XIII-236 p. (Communication and social order). Notes bibliogr. Index.

- SLOVIC P., 1999, Trust, emotion, sex, politics, and science : Surveying the risk-assessment battlefield. *Risk Anal.* 19: 689-701.

- USEPA, *Risk Assessment guidance for superfund : Volume 1: Human Health Evaluation Manual*. Supplement to part A : community involvement in Superfund risk assessment, 1999.

Le risque environnemental

Réflexion théorique sur le risque environnemental

- BURKART R; Consensus oriented public relations as a solution to the landfill conflict. *Waste manage. res.*, 1994, 12, 223-232 (10 références), 95-08-IMP-Cpm LO: 658.

- COVELLO V., and SANDMAN P., 200, Risk communication: evolution and revolution. pp.164-178. In A. WOLBARST (ed) *Solutions to an environment peril*. Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore.

- DOUGLAS M., WILDAVSKI A, (1984), *Risk and culture, An essay on the selection of technical and environmental dangers*, University of California Press.

- LUBCHENKO J., 1998, Entering the century of the environment : A new social contract for science. *Science* (Washington, DC), 279: 491-497.

- SANDMAN P., 2000, *Dealing with outrage : A key communication tool for biosolids professionals*. Water Environ.Federation, Alexandria, VA.

- SANDMAN P.M.,1987., Communicating risks: Some basics. *Health environ. Dig.*1(11): 3-4

- SHELDON K., 1996, Credibility is risky business: An interview with Vincent T. Covello, Ph.D. *Commun.World* 13.

- SHRADER-FRECHETTE, Kristin S. *Risk and rationality : philosophical foundations for populist reforms*. Berkeley, Calif. : University of California Press, 1991. X-312 p. Notes bibliogr. Index.

Etudes qualitatives

- ALECK S. OSTRY MSc., CLYDE HERTZMAN MD., MCs, KAY TESCHKE, MPH, Community risk perception: a case study in a rural community hosting a waste site used by a large municipality, *Canadian journal of public health*, 1993, vol. 84, N°6, 415-418, LO: 683.

- BEECHER N., CONNELL B., EPSTEIN E., FILTZ J., GOLDSTEIN N., and LONO M., 2004, Public perception of biosolids recycling : Developing public participation and earning trust. *Water environ. Res. Foundation.*, Alexandria., VA (press)

- BEECHER N., HARRISON E., GOLDSTEIN N., MC DANIEL M. , FIELD P., SUSSKIND L., *Risk Perception, Risk Communication, and Stakeholder involvement for Biosolids Management and Research*, *J. Environ Qual.*, 2005, 34, 122-128.

- CASTLE G., Hazardous waste facility siting in Minesota. Case study of a success. *Air Waste*, 1993, 43, 963-969, (22 références), 94-05-IMP-COM LO: 317.

- DUNN JR., TAYLOR SM., ELLIOTT SJ, WALTER SD., Psychosocial effctcs of PCB contamination and remediation: the case of Smithville Ontario., *Soc Sci. Med.*, 1994, 39, (8), 1093-1104, (27 références), 95-11-IMP-COm LO: 844.

- DUNNE MP., BURNETT P., LAWTON J., RAPHAEL B., The health effects of chemical waste in an urban community, *Med., J. Aust.*, 1990, 152, 592-597 (27 références), 96-15-IMP-COM LO: 993.

- EYLES J., TAYLOR SM., JOHNSON N., BAXTER J., Worrying about waste: living close to solid waste disposal facilities in southern Ontario. *Soc Sci. Med.*, 1993, 37, (6), 805-812, (24 références), 94-07-IMP-COM LO: 442.

- FOULKES E, MCLELLEN T., Psychologic sequelae of chronic toxic waste exposure. *South. Med. J.*, 1992, 85, (2), 122-126 (17 références), 93-00-IMP-Com LO: 032.
- GORDON LEVINE Adeline, Love canal : science, politics, and people, (Lexington, Mass.: Health, 1982), pp 14-15.
- NASH June, KIRSCH Max, Polychlorinated Biphenyls in the electrical machinery industry : an ethnological study of community action and corporate responsibility, *Social Science and medicine*, 1986, 23: 131-138.

Etudes quantitatives

- BORD RJ., O'CONNOR RE., Determinants of risk perceptions of a hazardous waste site; *Risk anal.*, 1992, 12, (3), 411-416 (13 références), 93-01-IMP-COM LO: 062.
- CASH, DW., CLARK, WC., ALCOCK F., DICKSON NM., ECKLEY N., GUSTON J., JAGER J. and MITCHELL R.B, 2003, Knowledge systems for sustainable development. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 100 : 8086-8091.
- DUNLAP R.E., “Trends in Public Opinion Toward Environmental Issues: 1965-1990”, pp.89-116 in DUNLAP R.E et MERTIG A.G. Eds. *American Environmentalism: the US Environmental Movement 1970-1990*, Washington D.C. TAYLOR and FRANCIS, 1992.
- FRANCIS O.ADEOLA, Environmental hazards, health, and racial inequity in hazardous waste distribution, *Envir. and behavior*, Vol.26, N°1, 1994, 99-126, (47 références) LO: 742.
- FREUDENBURG W.R., 1988, Perceived risk, real risk : social science and the art of probabilistic risk assessment. *Science* (Washington, DC), 242: 44-49.
- GASKIN, JW., GATTIE D.K, RISSE L.M., TOLLNER E.W, HARTEL P.G, MILLER W.P., and LEWIS D.L., 2002, *Land-applied Class B biosolids : Putting human health*.

- GRAY P.C.R., Waste incineration: controversy and risk communication, *European review of Applied psychology*, 1995, 45, (1), 29-34, (8 références), LO: 1053.

- HARDING AK., GREER ML., The health impact of hazardous waste sites on minority communities: implications for public health and environmental health professionals, *J. Environ. Health*, 1993, 55, (7), 6-10 (40 références) LO: 254.

- HARTLEY T.W., 2003., Water reuse: Understanding public perception and participation. *Water Environ.Res. Foundation*, Alexandria, VA.

- HEIMER C.A.,1988, Social structure, psychology, and the estimation of risk, (p.491-519), *Annual review of Sociology*, n°14.

- JASANOFF, S (éd.). *Learning from disaster : risk management after Bhopal*. Philadelphia, Pa. : University of Pennsylvania Press, 1994. XIII-291 p. (Law in social context series). Bibliogr. Index.

- JOHNSON BL., COULBERSON SL., Environmental epidemiologic issues on minority health. *AEP*, 1993, 3, (2), 223-232, (10 références), USA LO: 625.

- KIM W.C, MAUBORGNE R. , 2003, Fair process : Managing in the knowledge environment. Motivating people. January, p.127-136.

- KRAUSS Celene, *Grass-root protest and toxic wastes: a developing a critical political view* (paper presented at the meeting of the American Sociological Association, New York, August 1986).

- LIPSCOMB JA., GOLDMANN LR., SATIN KP., SMITH DF., VANCE WA., NEUTRA RR., A follow-up study of the community near the McColl waste disposal site. *Environ. Health Perspect.*, 1991, 94, 15-24 (26 références), 93-02-IMP-Com LO: 061.

- LOBER DJ., Beyond self-interest: a model of public attitudes towards waste facility siting. *J. Environ. Plan. Manage.*, 1993, 36, (3), 345-363, (68 références), 95-08-IMP-COM LO: 578.

- LOBER DJ., GREEN DP., Nymby or niaby: a logit model of opposition to solid-waste-disposal facility siting. *J. environ. Manage.*, 1994, 40, 33-50 (75 références), 95-08-IMP-COM LO: 579.

- LOBER DJ., Why protest? Public behavior and attitudinal response to siting a waste disposal facility, *Policy Stud. J.*, 1995, 23, 499-518, (66 références), L-23-499, LO: 1247.

- MC KOMAS KA. Public meetings about local waste management problems : comparing participants to non participants. *Environ. Manage.*, 2001, 27, (1), 135-147 .

- MARGAI FL., Evaluating the potential for environmental quality improvement in a community distressed by manmade hazards. *J. environ. manage.*, 1995, 44, (2), 181-190 (17 références), 98-21-IMP-COM LO: 1041.

- NATIONAL BIOSOLIDS PARTNERSHIP, Elements of an environmental management system (EMS) for biosolids, US, 2000.

- NEUTRA RR., LIPSCOMB J., SATIN K., SHUSTERMAN D., Hypotheses to explain the higher symptom of the community near the McColl waste disposal site. *Environ. Health Perspect.*, 1991, 94, 31-38 (21 références), 95-10-IMP-Com LO: 060.

- OSTRY AS., HERTZMAN C., TESCHKE K., Community risk perception and waste management: a comparison of three communities. *Arch. Environ. Health*, 1995, 50, (2), 95-102, (9 références), 96-15-IMP-COM LO: 958.

- PETTS J., Incineration risk perception and public concern: experience in the U.K improving risk communication, *Waste management research*, 1992, 10, 169-182, (17 références), LO: 272.

- PETTS J., Effective waste management: understanding and dealing with public concerns, *Waste Management and Research*, 1994, 12, 207-222, LO: 637.

- NATIONAL BIOSOLIDS PARTNERSHIP , 2002, *Elements of an environmental management system (EMS) for biosolids*. Final interim draft. Natl. Biosolids Partnership, Alexandria, VA.

- POWELL DL, STEWART V. Children. *The unwitting target of environmental injustices*. 2001, 48, (5), 1291-1305.

- POWELL D., 1996. An introduction to risk communication and the perception of risk (Online). Available at www.foodsafetynetwork.ca/risk/risk-review.htm (verified 3 august 2004), Univ. of Guelph, Guelph ON, Canada

- REAMS MA., TEMPLET PH., Political and environmental equity issues related to municipal waste incineration siting, *J. Hazard. Mater.*, 1996, 47, 313-323, (50 références), R-47-313, LO: 1489.

- SCHNAIBERG A., WATTS N., ZIMMERMANN K., *Distributional conflicts in environmental resource policy*, 1986, éd. St-Martin's, New-York, 499 pp.

- SHUSTERMAN D., LIPSCOMB J., NEUTRA RR., SATIN K., Symptom prevalence and odor-worry interaction near hazardous waste sites. *Environ. Health Perspect.*, 1991, 94, 25-30 (20 références), 93-02-IMP-COM LO: 59.

- SUSSKIND L., CRUIKSHANK J., 1987, *Breaking the impasse: Consensual approaches to resolving public disputes*. Basic Books, New York.

- SUSSKIND L., FIELD P., 1996., *Dealing with an angry public: The mutual gains approach to solving public disputes*, The Free Press, New York.

- UDGER DG., WANDERSMAN A., HALLMAN W., Living near a hazardous waste facility: coping with individual and family distress, *Am. J; Orthopsychiatr.*, 1991, 62 (1), 55-70 (7ç références) , 93-02-IMP-CIT LO: 201.

- WAKEFIELD S, ELLIOTT SJ., Environmental risk perception and well-being: effects of the landfill siting process in two southern Ontario communities. *Soc. Sci. Med.*, 2000, 50, 1139-1154 (37 références), 01-35-IMP-COM LO: 2058.
- WHITEMAN DC., DUNNE MP., BURNETTE PC., Psychological and social correlates of attrition in a longitudinal study of hazardous waste exposure, *Arch. Environ. Health*, 1995, 50, (4), 281-286, (19 références), 96-15-IMP-COM LO: 989.

4. Etudes internationales

Relation au risque environnemental

- DUNLAP R.E., “Sensibilisation publique à l’environnement: comparaisons internationales”, in DOBRE, Michelle. *L’opinion publique et l’environnement*. Orléans : Institut français de l’environnement, 1995. 95 p. (Les dossiers de l’environnement).
- DUNLAP RE., GALLUP, *International Attitudes Towards Environment and Development*, pp.115-126, in H.O.BERGESEN and PARMANN G., Eds. Green Glove Yearbook 1994
- SKRENTNY J.D., “Concern for the Environment: a Cross-National Perspective”, *International Journal of Public Opinion Research* 5,1993
- ESTER P. et alii, Environmental values in Europe and North America, in *Value Change in Europe*, Tilburg University Press, 1993
- GRUNERT S.C, JUHL HJ, *Values, environmental attitudes, and buying of organic food: their relationship in sample of Danish teachers*, ELASM Workshop on value and Lifestyle research in marketing, Brussels, October 1991
- FRENCH H.F., Restoring the East European and Soviet Environment, in BROWN L.R., *State of the World*, 1991, NY, Norton, 1991.

5. Méthodologie

- BRECHON P., Les grandes enquêtes internationales : apports et limites, *L'Année Sociologique*, Vol.52, n°1, pp. 105-130.

- BURDEAU G., *L'opinion publique*, Encyclopédie Universalis, 1990, pp. 950-952.

- CHARLIER F., *Démocratie et sondage d'opinion*, La Documentation Française, novembre 1991.

- CHAMPAGNE P., *Faire l'opinion*, Minuit, 1990.

- DUCLOS D., MEYNAUD H., *Les sondages d'opinion*, La Découverte, Repères, 1985

- STOEZL J., *Les sondages d'opinion*, Encyclopédie Universalis, 1990, pp. 946-950.

- VINCK D., *Sociologie des sciences*, Paris, A. Colin, 1995.