

Université de Montréal

Réseau fonctionnel d'analyse du risque en milieu d'intervention
auprès de personnes vulnérables

par
Nathalie Trépanier

Département de psychopédagogie et d'andragogie
Faculté des sciences de l'éducation

Thèse présentée à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de
Philosophiae Doctor (Ph.D.)
en éducation, option psychopédagogie

décembre 1999

©Nathalie Trépanier, 1999



LB
5
U57
2000
v. 040

Université de Montréal

Thèse présentée à la Faculté des sciences de l'éducation
en vue de l'obtention du grade de

Faculté des sciences de l'éducation
Université de Montréal

Département de psychopédagogie et d'orthopédagogie
Faculté des sciences de l'éducation

Thèse présentée à la Faculté des sciences de l'éducation
en vue de l'obtention du grade de
Psychopédagogue (Ph.D.)
en éducation, option psychopédagogie

décembre 1988

Christine Tremblay, 1988



Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Cette thèse intitulée :

Réseau fonctionnel d'analyse du risque en milieu d'intervention
auprès de personnes vulnérables

présentée par :
Nathalie Trépanier

a été évaluée par un jury composé des personnes suivantes :

..... président rapporteur
Jean Gaudreau

..... directrice de recherche
Sylvie Rocque

..... co-directeur de recherche
Jacques Langevin

..... membre du jury
Gisèle Lemoyne

..... examinateur externe
Renald Legendre

Thèse acceptée le : 5 juin 2000

Sommaire

Cette recherche s'inscrit dans le programme de recherche du Groupe DÉFI Apprentissage (GDA) de l'Université de Montréal, lequel s'inscrit dans celui plus vaste du Consortium National de Recherche sur l'Intégration Sociale (CNRIS).

De façon générale, le but poursuivi est de fournir des assises à l'élaboration d'un répertoire méthodologique adapté à l'étude de l'interaction personne présentant des incapacités intellectuelles-milieu, en situation d'intervention éducationnelle et sociale. De façon spécifique, cette thèse propose un réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines et son application possible dans le domaine de l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Le processus d'analyse a été utilisé afin de constituer notre «cadre» de référence, à partir des modèles d'évaluation écologique du risque présentés dans la littérature et utilisés dans ce domaine ou des disciplines spécifiques telles la toxicologie environnementale, l'écotoxicologie, l'ingénierie de l'environnement, etc. Ainsi, le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque présenté au troisième chapitre a été transposé en sciences humaines au regard des propositions émises par les auteurs en écologie humaine. Cette transposition et ses possibilités d'application au domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles sont présentées dans la seconde partie de la thèse.

Bien que le recours à des spécialistes du domaine de la statistique ou de l'évaluation écologique du risque sera éventuellement nécessaire pour adapter spécifiquement certains éléments liés au traitement des données et à la caractérisation du risque, cette thèse représente un premier pas vers l'utilisation de ce réseau fonctionnel pour la recherche dans le domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles. Elle fournit également des pistes d'application pour les études de nature écologique dans ce domaine; en effet, l'évaluation écologique du risque représente un type possible d'études écologiques.

Enfin, les applications ultérieures de ce réseau fonctionnel d'évaluation du risque dans ce domaine pourront notamment permettre d'orienter le développement de recherches empiriques, de les enrichir ou de s'en enrichir, en plus de contribuer au processus de gestion de la prise de décisions administratives et politiques.

Table des matières	
Sommaire	i
Table des matières	ii
Liste des figures	viii
Liste des sigles et abréviations	ix
Remerciements	x

PREMIÈRE PARTIE

Introduction	1
Un paradigme écologique	4
Sous-disciplines d'écologie humaine	7
Chapitre premier : Problématique	12
1. Écologie, un terme galvaudé en sciences humaines	12
2. Problématique de l'écologie humaine	13
2.1. Problèmes de définitions ou d'assises conceptuelles	15
2.1.1. Personne ou organisme?	15
2.1.2. Interaction ou caractéristique de la personne?	15
2.1.3. Interaction	16
2.1.4. Interaction ou processus?	17
2.1.5. Environnement, milieu ou contexte?	19
2.2. Problèmes théoriques et devis de recherche P-M	22
2.3. Problèmes d'échantillonnage	28
2.4. Problèmes méthodologiques	30
Chapitre deuxième : Méthodologie de recherche	33
1. But de la recherche	33
2. Type de recherche	33
3. Méthodologie générale de la recherche	37

3.1. Problématique méthodologique	37
3.2. Choix méthodologique	38
3.2.1. Anasynthèse	38
4. Limites de la recherche	42
Chapitre troisième : un «cadre» de référence	43
Note au lecteur	43
1. L'évaluation écologique du risque	44
2. Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque	48
2.1. Lien entre gestionnaires et évaluateurs	51
2.2. Collecte, vérification et <i>monitoring</i> des données	52
2.3. Phase 1 : La formulation du problème	52
2.3.1. Étape 1 : L'identification et la caractérisation de l'écosystème potentiellement à risque	54
2.3.1.1. Caractérisation des facteurs de stress	54
2.3.1.2. Caractérisation des effets écologiques	59
2.3.1.3. Description de l'environnement	60
2.3.1.4. Identification des termes de la provenance des émissions de polluants	60
2.3.2. Étape 2 : Le scénario d'exposition	61
2.3.3. Étape 3 : La sélection des points définis	62
2.4. Phase 2 : Analyse	67
2.4.1. Étape 1 : Caractérisation de l'exposition	69
2.4.1.1. L'évaluation de l'incertitude	73
2.4.2. Étape 2 : Caractérisation des effets écologiques	75
2.4.2.1. Tests de toxicité	80
2.4.3. Considérations pratiques au regard du traitement des données	83
2.4.3.1. Considérations pratiques d'une évaluation environnementale d'impact	83
2.4.3.2. Considérations pratiques d'une évaluation écologique	86

2.4.4. Étape 3 : Profils	88
2.4.4.1. Profil d'exposition	88
2.4.4.2. Profil de la réponse à un facteur de stress	88
2.5. Phase 3 : Caractérisation du risque	90
2.5.1. Étape 1 : Estimation du risque	92
2.5.1.1. Intégration des données sur l'exposition et les effets	93
2.5.1.2. Analyse des incertitudes	94
2.5.1.3. Considérations pratiques	95
2.5.2. Étape 2 : Description du risque	97
2.5.2.1. Résumé des risques écologiques	97
2.5.2.2. Interprétation de la signification écologique	98
2.6. Liens entre la gestion du risque et l'évaluation écologique du risque	100
2.6.1. Restauration, protection et gestion des écosystèmes	102

DEUXIÈME PARTIE

Introduction	104
Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines	105
Activités parallèles	106
Liens entre gestionnaires et évaluateurs	106
Collecte, vérification et <i>monitoring</i> des données	107
Chapitre quatrième : Première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines	109
1. Description	109
Phase 1 : Formulation du problème	109
Étape 1 : Identification et caractérisation de l'écosystème P-M	110
- Caractérisation du milieu	111
- Caractérisation du (des) facteur(s) de stress	112
- Caractérisation des effets (écologiques)	113
Étape 2 : Élaboration d'un scénario d'exposition	114
Étape 3 : Sélection des points définis (et des taxons)	116
2. Perspectives pour le domaine de l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles	120
Étape préalable : Planification de la recherche	120
Modèles servant à baliser l'étape d'identification et de caractérisation de l'écosystème	124
- Modèle de la situation pédagogique	125
- Modèle de la situation d'intervention	128
- Modèle de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique	130
- Modèle illustrant la complexité de l'objet d'intervention	133
Étape 1 : Identification et caractérisation de l'écosystème P-M	135
- Une caractérisation du milieu	136
- Une caractérisation du (des) facteur(s) de stress	137

- Une caractérisation des effets écologiques	138
Étape 2 : Élaboration d'un scénario d'exposition	140
Étape 3 : Sélection des points définis (et des taxons)	144
3. Conclusion du chapitre	146
Chapitre cinquième : Deuxième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines	149
1. Description	149
Phase 2 : Évaluation	152
Étape 1 : Mesure de l'exposition et des effets	152
- Sélection des instruments de mesure	153
Étape 2 : Traitement des données	154
- Évaluation des incertitudes	155
- Le profil des résultats	156
2. Perspectives pour le domaine de l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles	157
Étape 1 : Mesure de l'exposition et des effets	157
Étape 2 : Traitement des données	158
3. Conclusion du chapitre	159
Chapitre sixième : Troisième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines	163
1. Description	163
Phase 3 : Caractérisation du risque	163
Étape 1 : Estimation du risque	164
- Analyse des incertitudes et facteurs de sécurité	166
Étape 2 : Description du risque	167
2. Perspectives pour le domaine de l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles	169
3. Conclusion du chapitre	170

Conclusion	171
Références bibliographiques	174
Annexe I : Définitions répertoriées	xi
Annexe II : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA)	xxi
Annexe III : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque de Suter	xxvi
Annexe IV : Liste des taxons d'un écosystème d'intervention	xxviii
Annexe V : Première grille d'analyse de la complexité de l'objet à l'intention d'intervenants	xxxi
Annexe VI : Propositions des auteurs en écologie humaine	xxxiii
Annexe VII : Résumé de la taxonomie des habiletés à la vie communautaire de Dever	xlvi

Liste des figures

Figure 1 : Processus d'anasynthèse	38
Figure 2 : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque	49
Figure 3 : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines	108
Figure 4 : Cycle de l'Intervention Éducationnelle et Sociale	122
Figure 5 : Modèle systémique de la situation pédagogique	126
Figure 6 : Modèle systémique de la situation d'intervention	129
Figure 7 : Modèle de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique	132
Figure 8 : Complexité de l'objet dans la situation d'intervention	134

Liste des sigles et abréviations

CIDIH	Classification Internationale des Déficiences, Incapacités et Handicaps
CNRIS	Consortium National de Recherche sur l'Intégration Sociale
CQCIDIH	Comité Québécois de la Classification Internationale des Déficiences, Incapacités et Handicaps
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> Agence (américaine de) Protection de l'Environnement
GDA	Groupe DÉFI Apprentissage
G-E	Interaction génotype-environnement
IÉS	Intervention Éducationnelle et Sociale
P-E	Interaction personne-environnement
P-M	Interaction personne-milieu
PPCT	Modèle processus-personne-contexte-temps
SCCIDIH	Société Canadienne de la Classification Internationale des Déficiences, Incapacités et Handicaps

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier chaleureusement ma directrice de recherche, Mme Sylvie Rocque, chercheure-boursière du Conseil québécois de la Recherche sociale (CQRS) et professeure associée au département de psychopédagogie et d'andragogie de la Faculté des sciences de l'éducation de l'Université de Montréal, pour m'avoir transmis sa passion pour la recherche et pour l'écologie de l'éducation!

Un grand merci également à mon co-directeur, M. Jacques Langevin, directeur du Groupe DÉFI Apprentissage et professeur titulaire au département de psychopédagogie et d'andragogie de la Faculté des sciences de l'éducation de l'Université de Montréal, pour avoir cru en mes capacités.

À Caroline Drouin, Carine Dubois, Natalie Forget et Tanya Rodrigue, j'exprime un merci tout spécial et amical, pour leur écoute et leurs encouragements incessants.

Je tiens aussi à exprimer toute ma reconnaissance aux membres de ma famille, Roger, Hélène, Julie, Kevin et Steven, qui m'ont constamment encouragée, écoutée et supportée... depuis toujours!

Merci également à Emmanuelle Vernhes pour son amical soutien.

Je tiens enfin à exprimer toute ma gratitude au Consortium National de Recherche sur l'Intégration sociale (CNRIS) pour m'avoir offert des conditions favorables à la réalisation de mes études doctorales.

Enfin, pour la réalisation de cette recherche, j'ai pu bénéficier d'une bourse d'études du Fonds pour la formation de Chercheurs et l'Aide à la Recherche (FCAR) (1996-1997) et de deux «Bourses spéciales de la Faculté» octroyées par le Département de psychopédagogie et d'andragogie de l'Université de Montréal (1997-1999).

PREMIÈRE PARTIE

La première partie de cette thèse se compose de trois chapitres dans lesquels sont d'abord présentés un ensemble d'éléments problématiques de l'approche écologique appliquée aux sciences humaines qui a eu pour effet de réorienter nos objectifs de recherche. Le troisième chapitre présente le réseau fonctionnel à partir duquel nous proposons, dans la seconde partie de ce travail, certaines orientations de recherche, particulièrement pour le domaine de l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Introduction

À l'aube du nouveau millénaire, force est de constater que, malheureusement, l'éducation parvient difficilement à s'imposer comme domaine scientifique. À cet effet, Rocque (1994 : 156-157) précise que

«l'éducation actuelle est plutôt un amalgame de connaissances enchevêtrées où la pensée d'ensemble brille par son absence. On peut tout au plus dresser une liste des savoirs éducationnels : pédagogie, technologie éducative, philosophie de l'éducation, sociologie scolaire, psychologie de l'éducation, etc.».

En fait, l'éclatement du domaine de l'éducation semble s'expliquer par la «multiplicité des modèles éducatifs et des paradigmes qui sous-tendent l'enseignement et la recherche (...)» (Conseil Supérieur de l'éducation du Québec (CSÉ), 1988 : 136 *in* *ibid.*). À cet égard, Legendre (1979, 1983), Prost (1985), De Landsheere (1986) et le Conseil Supérieur de l'Éducation (1988) soulignent que l'éducation est plutôt une juxtaposition de connaissances et de savoirs. Le Conseil Supérieur de l'Éducation tend à expliquer cet éclatement par la multiplicité de modèles concurrents qui servent à la fois l'enseignement et la recherche.

En 1996, le Conseil Supérieur de l'Éducation établit ce même bilan en précisant cette fois les limitations de la recherche actuelle en éducation et en soulevant un ensemble de questions se retrouvant au cœur des préoccupations d'une approche écologique :

« (...) la recherche actuelle dans ce domaine est souvent limitée à des travaux de nature descriptive (évolution des attitudes ou des perceptions des uns et des autres à l'égard de tel ou tel service) ou normative (l'intégration est une bonne idée et elle devrait être plus

répandue pour telle ou telle raison). Elle est en outre surtout le fait des chercheurs d'un secteur - celui de l'adaptation scolaire - plutôt que de l'ensemble des chercheurs en éducation, alors que les conséquences du mouvement en faveur de l'intégration les interpellent tous à plusieurs égards.» (p.57-58).

«Toutes sortes d'expériences ont eu lieu ou sont en cours dans le milieu scolaire depuis quinze ans en matière d'intégration scolaire. Certaines remportent de réels succès, d'autres ont des résultats plus mitigés et d'autres enfin s'avèrent plus ou moins douloureuses, pour les élèves eux-mêmes, pour leurs parents ou pour les enseignantes et les enseignants qui les ont mises en oeuvre mais ont dû les abandonner par la suite. On parle cependant très peu de cela, sauf en privé; ces expériences font rarement l'objet de recherche systématique et peu d'articles dans des revues ou de communications dans des colloques permettent de faire connaître ce qui se fait, encore moins de l'évaluer. Plusieurs recherches visent par exemple à développer de nouvelles approches ou de nouveaux modes d'intervention, tels la gestion mentale, l'actualisation du potentiel intellectuel, l'enseignement stratégique ou la programmation neurolinguistique; mais chacune de ces approches est souvent présentée ou perçue comme «la» solution à toutes les difficultés plutôt que comme un moyen parmi d'autres d'adapter l'enseignement à telle ou telle caractéristique d'une partie des élèves. D'autres s'intéressent à l'évolution des perceptions des uns et des autres à propos de l'intégration; peu d'entre elles se risquent cependant à essayer de répondre à des questions comme : «tel mode d'intervention est-il efficace avec ce type d'élèves?» «est-il plus ou moins efficace que tel ou tel autre?» (ibid. : 42).»

Ainsi, pour les recherches qui tentent d'expliquer ces échecs au regard de l'intervention auprès des élèves concernés, les paradigmes traditionnels, bien que populaires, n'arrivent pas à s'imposer d'évidence, à prouver leur «efficacité». Cet état de fait est également relevé par Apter (1977), Johnson (1991) et Strain & Shores (1977). Cette situation

est d'autant plus troublante, lorsqu'il s'agit d'éducation spéciale, puisque les besoins des élèves y sont les plus criants compte tenu des échecs scolaires et des problèmes de comportements persistants.

De façon spécifique, Johnson (1991 : 154) présente deux paradigmes dominants de l'éducation spéciale¹, le premier étant centré sur l'individu et le second sur l'influence de l'environnement : le déficit de l'élève (*child-deficit orientation*) et le béhaviorisme (*behavioral position* ou *behaviorism*). L'auteur ajoute cependant que, même si les approches découlant de ces paradigmes ont pu être bénéfiques dans le domaine de l'éducation spéciale, «aucun de ces paradigmes ni des pratiques qui en relèvent ne s'est révélé entièrement satisfaisant» (Johnson, 1991 : 155). Dans cette optique, on comprend que «les buts de l'éducation spéciale ne sont que partiellement atteints (*marginally achieved*)» (ibid. : 156).

En 1977, Apter émettait à peu près le même constat que Johnson quant à l'inadéquation de l'approche individualisée, pour les élèves à besoins particuliers (p.369). À cet égard, Rhodes (1967 *in* Apter, 1977 : 367) soulignait qu'en s'appuyant sur un modèle physiologique (ou modèle médical), les orthopédagogues (*special educators*) en sont arrivés à concevoir les difficultés comme étant inhérentes à l'élève ce qui, selon l'auteur, «laisse un portrait incomplet» du comportement humain.

Déjà en 1951, Sears (*in* Strain & Shores, 1977 : 527) soulignait que les recherches en psychologie s'appuyaient sur une pensée «monolithique» (*monadic*), considérant le comportement comme une unité indivisible. Strain & Shores (1977 : 527) ajoutent que cette position dominante en psychologie «a été largement acceptée en éducation et qu'elle est particulièrement évidente dans les pratiques d'éducation spéciale». Toutefois, «les interventions qui ne portent qu'exclusivement sur l'élève et qui ignorent la communauté environnante (*the surrounding community*) se sont souvent révélées insatisfaisantes (*inefficient and ineffective*)» (Apter, 1977 : 367).

¹ Dans le but de respecter le plus fidèlement possible le vocabulaire des auteurs, le terme éducation spéciale a été retenu pour désigner *special education*.

Un paradigme écologique

Ainsi, en 1977, Apter soulignait l'apparition de la «théorie écologique, qui porte sur l'interaction entre l'organisme et l'environnement» en précisant que, pour le domaine de l'éducation spéciale, elle «semble avoir un grand potentiel d'application».

Une vingtaine d'années plus tard, cette voie semble toujours aussi prometteuse. Selon Johnson (1991 : 157), «la psychologie écologique existe depuis au moins deux décennies (Hobbs, 1966, Rhodes, 1967)». Appliquée au domaine de l'éducation, il semble selon l'auteur, qu'aucune étude n'ait précédé les années 1980. Pour Johnson (1994 : 38) «la théorie écologique [est] un paradigme éducationnel relativement récent [dans lequel] le développement de l'élève, l'apprentissage et le comportement sont des manifestations de l'interaction enfant-environnement (Johnson, Johnson & DeMatta, 1991)».

Pour Salomon (1992 : 169), «la recherche en éducation, de même que dans les autres sciences humaines, doit «chercher» (*ought to search*) le commun, l'universel, le généralisable et l'axiomatique (*the principled*) plutôt que l'unique, le local et le temporaire».

Dans cette perspective, Apter (1977 : 367) identifie, comme l'un des plus grands besoins pour l'éducation spéciale auprès d'élèves en trouble du comportement, «une théorie unifiante qui puisse servir de base aux programmes»; pour l'auteur, «la théorie écologique (...) apparaît et semble avoir un grand potentiel d'application à ce domaine».

Pour les élèves en trouble du comportement, Ladd & Keeney (1983 : 182-183) soulignent le besoin de recherches qui s'inscrivent dans une perspective écologique, c'est-à-dire qui tiennent compte «de l'évaluation d'un phénomène à l'intérieur de multiples contextes».

Winzer et al. (1987 *in* Johnson, 1991 : 157-158) abondent dans le même sens, en précisant le besoin «de construits éducationnels de nature réellement interactive»; Johnson poursuit cette idée en indiquant que «l'éducation spéciale semble manquer de construits (*appears to lack constructs*) portant sur la compatibilité ou la congruence entre l'élève et l'environnement».

De la même façon, pour Strain & Shores (1977 : 527), «le centre d'attention [des études de réciprocité sociale] doit porter sur les interrelations (*relationships*) entre les individus en interactions, non sur les individus en eux-mêmes».

En réponse aux problèmes liés à la recherche en éducation, «des structures alternatives aux devis de recherche» traditionnels sont préconisés par les auteurs (Shulman, 1970 *in* Beckwith, 1984 : 2).

À cet égard, Beckwith (1984 : 12) relève huit éléments invoqués par les auteurs dans la littérature :

- 1) de privilégier des recherches globales plutôt qu'en laboratoire ou dans un système artificiellement créé (Bruner, 1983);
- 2) des recherches de type formatif (Parkhurst, 1982);
- 3) un concept positif et précis du potentiel humain (Bloom, 1982);
- 4) des moyens de recherche qui tiennent compte des divers types de différences individuelles (Gagne & Dick, 1983);
- 5) de comprendre des systèmes de valeurs et des idiosyncrasies des individus dans le but élargi de l'instruction (*in the large purpose of schooling*) et de la société (Torkelson, 1977);
- 6) de résoudre le problème quant à la manière de desservir les besoins de la théorie et de l'action simultanément (Bynner, 1980);
- 7) de choisir un paradigme dans lequel les postulats rencontrent les phénomènes à l'étude (Guba, 1981); et
- 8) de fournir, à l'individu, l'opportunité d'auto-croissance et d'auto-direction (*self-growth and self-direction*) de manière à ce qu'il puisse vivre en accord avec ses valeurs et croyances (Graysen, 1976) (*all in* Beckwith, 1984 : 12).

Pour Beckwith, ces recommandations semblent susceptibles de caractériser un paradigme de recherche différent pour l'éducation.

Qui plus est, dans les différentes disciplines des sciences humaines, un ensemble de propositions «écologiques» émane de la littérature en ce qui concerne l'amélioration des interventions en psychologie clinique, en psychologie de l'éducation, en intervention précoce, en situation pédagogique, etc. En voici quelques exemples.

Szymanski, Dunn & Parker présentent un cadre écologique (*ecological framework*) «pour l'évaluation et la planification de la rééducation auprès d'élèves en difficulté d'apprentissage» (1989 : 38). Ces auteurs ajoutent que des «approches écologiques» en éducation spéciale sont préconisées dans la littérature pour l'intervention auprès de presque toutes les catégories d'élèves en difficulté d'apprentissage ou d'adaptation (Chadsey-Rusch, 1985, Coleman, 1986, D'alonzo, Arnold & Yuen, 1986, Orelove & Sobsey, 1987, Snell, 1987, Wallace & Larsen, 1978 *in* *ibid.* : 40).

Une «perspective écologique» est proposée par Garbarino (1990) pour l'intervention précoce. Evans, Evans & Gable (1989) proposent une enquête écologique (*ecological survey*) pour tenter d'améliorer les interventions auprès d'élèves qui présentent des troubles du comportement; Strain & Shores (1977) proposent des stratégies éducatives qui s'appuient sur une conceptualisation réciproque du comportement social (*reciprocal conceptualization of social behavior*). Ladder & Keeney (1983) présentent une «vision écologique» (*ecological view*) des troubles de comportement en classe, particulièrement en ce qui concerne le retrait social de certains élèves. Cooper & Upton (1990) et Tyler (1992) proposent l'utilisation de stratégies d'intervention «écosystémiques» pour l'intervention auprès d'élèves en trouble du comportement.

En 1983, Fraser & Fisher précisait qu'une «large place peut être consacrée à l'intégration d'un cadre interactionnel personne-environnement dans la grande variété d'études en psychologie éducationnelle» (p.303).

Szymanski, Dunn & Parker (1989 : 40) précisent que «des approches écologiques récentes varient dans leurs spécificités mais qu'elles se fondent toutes sur la croyance commune que les individus et leurs environnements interagissent et que chacun est transformé par les interactions (D'Alonzo, Arnold & Yuen, 1986, Schmid, 1987)».

Depuis la fin des années 80, au regard de la participation sociale des personnes présentant des incapacités intellectuelles, que ce soit au niveau de la recherche ou de l'intervention, la considération de l'interaction entre la personne et l'environnement devient une nécessité qui s'est d'abord imposée par des modèles psychologiques, tels ceux de Borkowski & Day (1987), Paour (1991) et Sternberg (1987). La révision du concept de retard mental, par l'AAMR² (Luckasson, Coulter et al., 1992) s'est également réalisée dans cette optique. Au Québec, le processus de production de situations de handicap suggéré par la SC/CQ CIDIH³ (1993; 1996) postule que des éléments de l'environnement, en interaction avec les incapacités de la personne, seraient facteurs d'obstacle à l'activité de celle-ci et la placeraient en situation de handicap.

² American Association on Mental Retardation.

³ Société canadienne et Comité québécois de la Classification Internationale des Déficiences, Incapacités et Handicaps.

Sous-disciplines d'écologie humaine

De façon plus spécifique, l'approche écologique utilisée dans les sciences humaines a généré le développement d'un ensemble de sous-disciplines.

Appliquée au domaine de la psychologie, l'approche écologique peut ainsi porter le nom d'**écologie comportementale** «définie comme étant une méthode d'observation des comportements humains» (Rocque, 1994 : 249). Aussi, parce qu'elle relève plus d'une théorie ou qu'elle préconise un ensemble de méthodes, Willems (1977 : 2) précise qu'il s'avère difficile de définir précisément l'écologie comportementale autrement qu'au regard d'une perspective générale qui, avec ses orientations et ses principes particuliers, permet de comprendre le comportement humain d'une manière distincte. Telle que conçue par Barker, Wright et Willems, l'écologie comportementale s'intéresse particulièrement à l'étude des composantes du système humain-environnement et non à celle de la relation qu'entretient l'être humain avec son environnement (Overton & Reese, 1977 : 12). C'est donc sur le caractère «transactionnel» du système organisme-environnement qu'insiste Willems (1977 : 25), lorsqu'il présente l'écologie comportementale; pour cet auteur, le comportement et le contexte physique sont reliés de manière inextricable (ibid. : 27).

Une seconde sous-discipline de l'écologie humaine relevant de la psychologie est l'**écologie du comportement** qui s'apparente à l'écologie comportementale et qui n'est pas toujours possible de l'en distinguer. L'écologie du comportement est «l'étude des relations entre les organismes vivants et leur environnement physique et social» (Bush & Andrews, 1980 *in* Rocque, 1994 : 249-250).

La troisième sous-discipline de l'écologie humaine reliée à la psychologie porte le nom d'**écologie psychologique** ou de **psychologie écologique**, conformément aux mots qui servent à la désigner dans la littérature anglophone : *ecological psychology*. Celle-ci peut être définie comme «l'étude de la dynamique du système organisme-environnement, auquel on n'a rien retranché⁴» (Ballard, 1986 : 126). L'objet d'études de cette sous-discipline est le «*behavior setting*», introduit par Barker & Wright en 1955 et développé par Barker en 1968 (Schoggen & Barker, 1977 : 61). Les études en psychologie écologique privilégient donc le «milieu dans lequel sont émis les comportements observables, comme source de données» (Tessier, 1989 : 64). Elles cherchent de plus «à expliquer les liens entre les comportements émis et les qualités

⁴ «... *the study of intact, dynamic organism-environment systems.*» (Ballard, 1986 : 126).

du milieu» (ibid. : 64) et à «découvrir la relation existante entre les propriétés de la personne et celles de l'environnement» (ibid. : 58). C'est également à cette sous-discipline que se rattachent certains chercheurs connus sous le nom d'École de Palo Alto. «Leur but est strictement de décrire les *patterns* environnementaux ainsi que les répertoires comportementaux des individus qui y vivent, par le biais d'observations *in situ*, interprétées à partir de sources de variances multiples (ibid. : 58).»

Un mouvement de la «psychologie écologique est né dans l'est des États-Unis au début des années 60, avec Urie Bronfenbrenner comme représentant le plus connu» (Tessier, 1989 : 66-67). Il s'agit de l'**écologie du développement humain**, définie comme étant l'étude scientifique de l'accommodation mutuelle et progressive, durant une vie, entre un être humain actif et en croissance et les propriétés changeantes du milieu de vie immédiat de cette personne en développement, de telle sorte que ce processus se trouve influencé tant par les interrelations entre ces milieux que les contextes les plus larges dans lesquels s'insèrent ces milieux (Bronfenbrenner, 1989 : 188). Pour Bronfenbrenner (1989 : 230), le but de l'écologie du développement humain est de générer des hypothèses, de développer un cadre théorique pouvant desservir la structure et l'orientation de l'étude systématique de l'interaction organisme-environnement dans le processus du développement humain. En 1978, Bronfenbrenner a été reconnu par le «*Far West Laboratory for Educational Research and Development in Education* comme le seul théoricien en écologie du développement humain» (Rocque, 1994 : 159).

Par ailleurs, la **psychologie environnementale**, sans être définie autrement que par ses principes théoriques (Holman & Stokols, 1994 : 241), utilise les contextes de développement humain de Bronfenbrenner pour préciser son champ d'études.

Enfin, un autre branche de la psychologie qui représente une sous-discipline de l'écologie humaine est la **psychologie personne-environnement** (*person-environment psychology*). Dans la littérature, la psychologie personne-environnement se retrouve parfois sous les noms d'**interactionnisme** ou de **psychologie interactionnelle**. Selon Walsh, Price & Craik (1992 : vii), la psychologie personne-environnement prend appui sur la conception de Kurt Lewin (1935) quant au comportement humain, soit que le comportement est fonction de la personne et de l'environnement [$B=f(P,E)$] et que chacune de ses composantes doit être analysée afin d'évaluer et comprendre le comportement humain.

On retrouve par ailleurs une sous-discipline de l'écologie humaine se rattachant à la philosophie portant le nom d'**épistémologie écologique**. Elle est «une théorie de la connaissance qui réinsère «la pensée au cœur de la Nature, en prétendant que l'activité cognitive de l'homme, de même que son action, doivent être considérés comme des processus où le hasard et la nécessité collaborent»» (Tessier, 1989 : 18 *in* Rocque, 1994 : 250).

L'application de l'écologie humaine au domaine de la criminologie a donné naissance à l'**écologie criminelle**, soit «l'étude de la criminalité et des problèmes sociaux dans une optique écologique» (Rocque, 1994 : 249). Elle s'intéresse particulièrement à la «distribution de la délinquance selon les zones régionales ou urbaines où se concentrent les délinquants ainsi qu'aux problèmes (...) de surpeuplement, maladies mentales, chômage, etc.» (Thines & Lempereur, 1984 *in* Rocque, 1994 : 249).

Liées à la sociologie ou aux sciences anthropologiques dont l'ethnologie, quatre sous-disciplines de l'écologie humaine se retrouvent dans la littérature.

D'abord, l'**écologie sociale**, combinaison d'approches théoriques avancées par des psychologues des années 60 et 70 (Gordon & Steele, 1983 : 5), se définit comme étant la «science ayant pour objet l'étude des traits culturels dans une aire géographique» (Zay, 1981 *in* Rocque, 1994 : 250). Pour leur part, Gordon & Steele (1983 : 5) présentent l'écologie sociale comme provenant de la fusion de deux sous-disciplines de l'écologie humaine soit, l'écologie du développement humain promue par Bronfenbrenner (1979) et la psychologie écologique telle que présentée par Barker (1978). Par conséquent, les études d'écologie sociale tentent de considérer à la fois des éléments de l'environnement physique et social. Pour Tessier (1989 : 66), l'objet d'études de l'écologie sociale est «d'une part, l'interaction immédiate et le caractère réciproque ou mutuel de cette interaction entre les individus et, d'autre part, la description des éléments du milieu qui sont présents et influencent la nature de ces comportements individuels». Cet auteur précise toutefois que les études de l'écologie sociale ou comportementale «s'intéressent davantage à la position sociale des individus, aux activités qu'ils y mènent et aux liens d'interdépendance existant entre les membres» (ibid. : 55). En fait, Tessier explique que les psychologues identifiés à l'école de Palo Alto sont ceux qui, depuis les années 40, se préoccupent «davantage de décrire les comportements

individuels que ceux des groupes» (ibid. : 66), et «parce que l'unité d'analyse est le comportement individuel», cette écologie sociale est également nommée écologie comportementale.

Une autre sous-discipline de l'écologie humaine est l'**écologie urbaine** définie comme l'«étude des problèmes d'aménagement urbain dans une optique écologique» (Rocque, 1994 : 250). L'écologie urbaine s'est développée au cours des années 20, lorsqu'un groupe de journalistes et de sociologues, séduits par les concepts de l'écologie des successions végétales, décide de les appliquer au phénomène urbain à Chicago» (Acot, 1994 : 89). Par ailleurs, comme le souligne Acot (1994 : 52-53), l'écologie urbaine de ce «groupe de Chicago» est souvent confondue avec l'«école de Chicago» ou les «écologues de l'Illinois», ces scientifiques spécialistes de l'entre-deux-guerres de l'étude du comportement animal de l'Université de Chicago – c'est le cas par exemple dans les écrits de Marsden (1983), Tessier (1989) et Deléage (1991).

L'**écologie culturelle** pourrait être définie comme la science qui étudie les relations d'un groupe culturel particulier ou d'une population avec son milieu. Cette écologie culturelle est en fait une école de pensée «d'une ethnologie dans laquelle environnement et culture sont en causalité réciproque» (Crognier, 1994 : 14); son principal promoteur est Julian Steward.

L'**ethnoécologie** est également une sous-discipline de l'écologie humaine. Elle fut introduite, dans les années 20, par W.Elmer Ekblaw (1921 *in* Acot, 1994 : 90). Elle est définie comme un «domaine, un champ de recherche propre axé «sur les interactions entre les évolutions de l'écosphère, d'une part, et des sociétés humaines, d'autre part»» (Jollivet & Pavé, 1993 : 20 *in* Acot, 1994 : 91). Comme le précise Acot (1994 : 90-91), l'ethnoécologie considère «l'ensemble de réponses culturelles apportées par le groupe étudié à l'ensemble des conditions environnementales auxquelles il est confronté. Dans cette perspective, écologie et ethnologie apparaissent comme des domaines indissociables».

Enfin, une autre sous-discipline de l'écologie humaine, cette fois reliée au domaine de l'éducation, a pour objet l'étude de «l'éducation-système dans la perspective particulière de l'écologie» (Legendre, 1993 : 422-423); il s'agit de l'**écologie de l'éducation**. L'écologie de l'éducation peut également être définie comme étant «une discipline para-éducative ayant pour objet l'étude des interrelations qui s'établissent entre un apprenant, ou un groupe d'apprenants, et les éléments vivants et non vivants d'un milieu en vue du développement et de l'apprentissage» (Rocque, 1999 : 111). Ses origines formelles remontent aux années 20 (Rocque, 1994 : 140). Cependant, la plupart des études qui relèvent de cette sous-discipline

recourent systématiquement à l'écologie du développement humain, à la psychologie écologique ou à l'écologie comportementale en oubliant ainsi, comme le fait remarquer Rocque, de se démarquer en tant que sous-discipline de l'écologie humaine. Le plus souvent, on retrouve donc ces études sous les vocables d'approche écologique ou écosystémique, ou de paradigme écologique, appliqués à l'éducation en général, à l'éducation des élèves en difficulté d'apprentissage ou d'adaptation et même à l'étude de la supervision de stagiaires en formation des maîtres (Apter, 1977; Ballard, 1986; Benner, 1992; Brouillet & Deaudelin, 1994; Cooper & Upton, 1990; Dunst, Snyder & Mankinen, 1989; Evans, Evans & Gable, 1989; Fraser & Fisher, 1983; Gallagher (Ed.), 1980; Jacob, 1990; Johnson, G.M., 1994; Johnson, J.M., 1991; Ladd & Keeney, 1983; Merrell, 1993; Molnar & Lindquist, 1989; Pastor & Swap, 1978; Rogers-Warren & Wedel, 1980; Salomon, 1991; Sirotnik, 1984; Tyler, 1992, 1994).

Au fil des années, la reconnaissance de l'approche écologique dans les sciences humaines s'est donc réalisée. Apparaissant comme un phénomène nouveau pour plusieurs auteurs en sciences humaines, il apparaît pourtant que le premier usage de l'écologie appliquée aux sciences sociales remonte au début du siècle. C'est précisément en 1921 que Park, Burgess & McKenzie auraient créé le terme écologie humaine pour répondre au besoin d'identification d'un nouveau «champ de recherche concernant l'impact de l'industrialisation sur les conditions de vie de l'être humain» (Rocque, 1994 : 251).

Chapitre premier : Problématique

En sciences humaines, un ensemble de problèmes importants se pose lorsqu'il s'agit d'uniformiser ce qui est entendu par «approche écologique» tant sur le plan de la recherche que sur celui de l'intervention. En fait, la nature de ces problèmes est telle, qu'elle fait en sorte de se répercuter sur toutes les disciplines des sciences humaines désireuses d'utiliser une approche écologique.

Certains auteurs relevant de différentes disciplines de l'écologie humaine émettent de façon plus ou moins systématiques certains constats quant aux éléments problématiques de l'étude de l'interaction personne-milieu⁵ (P-M). D'autres en font littéralement abstraction. Toutefois, parmi les auteurs qui émettent ces constats, tous ne proposent pas nécessairement de solutions et, le cas échéant, de nombreuses ambiguïtés demeurent.

Ce premier chapitre a pour but de fournir une vue d'ensemble de la nature de ces éléments problématiques qui ressortent de la littérature, en ce qui concerne les recherches en sciences humaines utilisant une approche écologique.

1. Écologie, un terme galvaudé en sciences humaines

Pour le seul terme écologie, la confusion sémantique voire l'absence de sème, relevée dans les textes recensés est étonnante. Ainsi, parmi leurs hypothèses de recherche, Pastor & Swap (1978 : 214) proposent d'explorer l'écologie de deux programmes d'intervention auprès d'élèves en trouble du comportement (...*explored the ecology of the two programs*).

Par ailleurs, l'écologie semble considérée comme synonyme d'environnement pour plusieurs auteurs. Par exemple, pour Algozzine, Morsink & Algozzine (1986), alors que le but de leur recherche est de comparer l'environnement de classe (*classroom instructional environment*) d'élèves en difficulté d'apprentissage ou d'adaptation, les auteurs évaluent l'écologie instructionnelle (*instructional ecology*) des classes spéciales qui se compose des activités d'enseignement et du climat de classe (p.214). Le titre même de leur article fait référence à l'écologie de la classe (*classroom ecology*) sans pour autant que l'on sache vraiment de quoi il est question. De même pour Rogers-Warren & Wedel (1980), les variables environnementales prennent alternativement les noms de variables écologiques ou d'écologie physique (*physical ecology*); ces auteurs discutent également de l'écologie totale de la classe

⁵ Pour le moment, le terme milieu ne sera pas distingué du terme environnement ou du terme contexte.

(*the total classroom ecology*) sans préciser de quoi il s'agit. Pour Nevin & Thousand (1987 : 274), les programmes de tutorat par les pairs sont des exemples d'adaptation d'écologie de la classe (*adaptations of classroom ecology*).

Enfin, pour Sirotnik (1984), en plus de l'écologie de la classe (*classroom ecology*), l'école se définit comme une écologie culturelle (*cultural ecology*). Le texte de Johnson (1994 : 39-41) fournit un autre exemple de confusion «écologique». Ainsi, l'auteur traite également l'analyse des systèmes écologiques, la théorie des systèmes écologiques, le paradigme écologique, la théorie écologique et le cadre écologique en ce qui concerne les risques éducationnels.

Utilisée en éducation, «l'approche écologique (...) a donné naissance à de nombreuses recherches expérimentales visant à identifier l'impact du milieu sur l'apprentissage (...). De façon générale, les données de ces recherches et les conclusions qu'elles ont initiées ont toutefois peu contribué à accroître notre compréhension globale de ce qui se vit dans les milieux scolaires et ont peu influencé les pratiques pédagogiques» (Rocque, 1994 : 144). Dans le même ordre d'idées, Rhodes & Paul (1978 *in* Johnson, 1991 : 157) font remarquer les problèmes de reconnaissance de «l'écologie en tant qu'école de pensée avec une forte identité» dans le domaine de l'éducation spéciale.

2. Problématique de l'écologie humaine

La problématique conceptuelle et théorique, à la base des problèmes reliés aux devis de recherche P-E utilisés ou proposés par les auteurs, est une conséquence inhérente de l'état de confusion de l'écologie humaine.

En effet, sur 85 textes recensés qui s'affichent comme faisant partie de l'écologie humaine, rares sont les définitions portant sur la nature même de ce domaine d'étude. Sur l'ensemble de ce corpus d'analyse, seules cinq définitions formelles de l'écologie humaine émergent de la littérature; de plus, la diversité de leurs traits sémantiques n'aide en rien à la reconnaissance de la spécificité de ce domaine d'étude.

Ainsi, l'écologie humaine est définie comme l'«étude des interrelations établies entre l'humain et son environnement biotique et non biotique» (Rocque, 1994 : 247). Elle est la «part de l'écologie qui envisage les relations des êtres humains avec leur environnement naturel ou édifié» (Crognier, 1994 : 5). Dansereau (1991 : 12) la définit comme l'«étude de l'habitat de l'homme» et Feagans (1972 *in* Apter, 1977 : 367) comme «un concept interdisciplinaire avec des racines en éthologie, en anthropologie, en sociologie, en psychologie et en médecine».

Enfin, pour Tessier (1989 : 55), l'écologie humaine se définit par les «études qui se rapportent à l'adaptation d'une espèce à son milieu, dans les sciences sociales».

L'absence de sème de la dernière définition fait en sorte que rien n'indique ce qu'est réellement l'écologie humaine d'une part, et d'autre part, l'adaptation à un milieu n'étant pas le propre d'une seule espèce, rien ne permet de préciser qu'il s'agit effectivement d'écologie humaine. De même, on ne peut qu'induire de la définition de Feagans que le terme «écologie» qu'il définit, représente en fait une définition de «l'écologie humaine» puisqu'elle fait référence aux sciences «de l'homme».

Crognier (1994 : 5) précise que «s'agissant de l'être humain, de nombreuses approches de pensée ont abordé la question de la place de l'homme dans la nature : philosophie, sociologie, géographie, anthropologie, biologie, médecine, pour ne citer que les principales». De même, Rocque (1994 : 140) souligne que «les pionniers de l'écologie humaine ont transposé l'approche écologique à l'étude des problèmes inhérents à leurs disciplines respectives (sociologie, anthropologie, psychologie, géographie)». Par conséquent, les sciences anthropologiques «étant pour beaucoup dans la dynamique actuelle de l'écologie humaine fondamentale, il n'y a donc rien d'étonnant à ce que leurs contributions soient largement exposées» (Crognier, 1994 : 5).

Cet état de faits semble s'avérer particulièrement vrai lorsqu'il s'agit de considérer les méthodes de cueillette de données que proposent les auteurs en écologie humaine. Par exemple, pour certains auteurs, la clé d'une évaluation écologique se trouvent dans les méthodes ethnographiques d'observation (Power & Bartholomew, 1987 : 499; Stein & Pontius, 1985 *in* Power & Bartholomew, 1987; Pitman, Famradt, Dobbert, Chun & Eisikovits, 1984). Quelles sont précisément ces méthodes et en quoi sont-elles «écologiques»? rien n'en est dit. D'une manière un peu plus élaborée, Gordon & Steele (1983 : 7, 9-10) recommandent, pour l'écologie sociale, l'utilisation de techniques d'observation participante en milieu naturel privilégiées par les anthropologues, l'interrogation d'informateurs clés des milieux à l'étude et l'utilisation de l'approche épidémiologique. Rien n'indique cependant en quoi des techniques anthropologiques et épidémiologiques peuvent desservir ce champ d'étude écologique ni d'ailleurs ce qui distingue le «milieu naturel» des «milieux à l'étude».

D'autre part, même si Crognier (1994 : 18) indique que l'étude des relations entre les différents facteurs de l'environnement est le but que partagent les méthodes de l'écologie

humaine avec celles de l'écologie générale, il n'indique pas quelles sont les méthodes d'observation à privilégier. Et, malgré les recommandations des auteurs quant aux devis de recherche qu'ils proposent pour les études P-E, aucune méthodologie spécifique pour la récolte de données n'est clairement présentée.

2.1 Problèmes de définitions ou d'assises conceptuelles⁶

2.1.1 Personne ou organisme?

Le premier élément problématique implique des définitions similaires de l'interaction entre l'organisme et l'environnement (O-E) et l'interaction entre la personne et l'environnement (P-E). L'organisme et la personne sont considérés indistinctement par les auteurs, même que l'organisme est défini comme étant une personne par certains (tels Sroufe & Egeland, 1991 par exemple). Bien que les deux puissent être vivants, on conviendra que si la personne relève précisément de l'espèce humaine, il n'en va pas nécessairement de même pour tout organisme. C'est entre autres un élément qui permet de distinguer l'écologie végétale de l'écologie animale et également de l'écologie humaine.

2.1.2. Interaction ou caractéristique de la personne?

Mais là ne s'arrête pas l'enchevêtrement conceptuel. Ainsi, une des caractéristiques essentielles de la personne selon Bronfenbrenner, soit la réponse sélective (*selective responsivity*), correspond de près à la nature de l'interaction selon Wachs, soit la réactivité différentielle (*differential reactivity*). En effet, la réponse sélective «implique les différences individuelles de la réaction, l'attrance et l'exploration d'aspects particuliers de l'environnement physique et social» (Bronfenbrenner, 1993 : 12), alors que la réactivité différentielle implique que les stimuli environnementaux exercent des influences différentes sur les individus, selon les individus. En d'autres mots, les réactions d'une personne aux stimuli de l'environnement peuvent varier selon les individus et, selon les auteurs, cette caractéristique relève de la personne ou elle relève de l'interaction.

Dans les études P-E, il semble qu'il faille tenir compte de certaines expériences passées de la personne (Wachs, 1991 : 178). Sans savoir de quels types d'expériences il est question, Wachs nous renvoie aux mécanismes d'interaction. La considération de l'histoire

⁶Afin d'alléger le texte, toutes les définitions auxquelles nous faisons référence dans ce chapitre sont répertoriées, en ordre alphabétique, dans l'Annexe I.

(antérieure) de développement (*previous history of development*) est également un élément souligné par Sroufe & Egeland (1991 : 68). Elle implique les influences passées de l'environnement et les transactions accumulées entre l'organisme et l'environnement.

Dans les deux cas, aucune information ne permet d'identifier la nature des événements «marquants» de la vie d'individus. Par ailleurs, la distinction des termes transaction et interaction entre l'organisme et l'environnement n'est pas d'une limpidité absolue.

2.1.3. Interaction

D'abord, il semble qu'au moins trois sens peuvent être attribués au terme interaction : la transaction, l'interaction - ou réactivité différentielle à des éléments spécifiques de l'environnement - et la covariation.

Au niveau sémique, la distinction entre la covariation et la transaction est faible, voire inexistante. En effet, la covariation est définie comme la non indépendance des facteurs de l'organisme et de l'environnement dans des contextes naturels (McCall, 1991 : 144), alors que la transaction est l'interinfluence de la personne et de l'environnement dans le temps. Si l'on considère que la non indépendance propre à la covariation peut être synonyme d'interdépendance ou de dépendance, en quoi se distingue-t-elle de l'interinfluence propre à la transaction? En fait, il semble que le lieu de non indépendance des facteurs, soit le contexte naturel, représente le seul élément qui permette de différencier la covariation d'une transaction qui, pour sa part, se déroule dans le temps. À la lecture des définitions de ces deux types d'interaction, une transaction ne pourrait se produire en contexte naturel - ce qui signifie implicitement qu'elle devrait se produire dans d'autres contextes - et une covariation n'implique pas de perspective temporelle - elle serait par conséquent ponctuelle ou intemporelle. Aucun élément d'information ne nous éclaire quant à la nature d'un contexte naturel propre à la covariation ou d'une perspective longitudinale propre à la transaction.

En voulant accroître la précision sur le concept d'interaction, les auteurs en accroissent plutôt la confusion. Ainsi, les trois sèmes attribués au terme interaction (transaction, interaction et covariation) sont *a priori* distincts. Toutefois, ceux-ci sont représentés à leur tour par des traits sémantiques équivalents (interinfluence, réactivité et non indépendance) auxquels se rattachent des conditions exclusives (temps, influences de l'environnement, contextes naturels) qui tentent de les distinguer. En segmentant ainsi le

concept d'interaction, il devient difficile de discerner conceptuellement et opérationnellement une interaction d'une «non interaction».

2.1.4. Interaction ou processus?

En rappelant que le terme organisme est considéré comme l'équivalent de celui de personne, c'est à la distinction supposée entre interaction et processus que nous portons ici notre attention.

L'interaction entre la personne et l'environnement se définit comme un «ensemble de processus définis simplement comme des ensembles d'expériences apparemment similaires ayant des conséquences différentes selon les caractéristiques de l'individu» (Rutter & Pickles, 1991 : 105), alors que l'interaction entre l'organisme et l'environnement est une «série de processus menant à des environnements objectivement similaires qui produisent des effets différents sur les différents individus» (Rutter & Pickles *in* Wachs, 1991 : 163). À ces définitions d'une grande ressemblance s'ajoutent celles de «concept attirant» (Wachs & Plomin, 1991 : 3) et de «règle de la nature» (McCall, 1991 : 142).

Selon Bronfenbrenner & Ceci (1993), les processus proximaux sont «les mécanismes qui permettent d'actualiser le potentiel génétique humain pour l'efficacité du fonctionnement psychologique⁷» (p.317); en d'autres mots, ils sont «les mécanismes d'actualisation du potentiel génétique» (ibid. : 321). Les processus proximaux sont également «les moteurs primaires du développement» (ibid. : 317). Enfin, ils sont «une forme persistante d'interactions dans l'environnement immédiat⁸» (Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1644).

En d'autres mots, les interactions sont des processus et les processus sont des interactions... Et même en supposant que les processus soient une forme d'interactions et que les interactions soient des processus, les uns se distinguent tout aussi difficilement des autres.

Par surcroît, en écologie du développement humain, la notion de processus est identifiée comme l'une des caractéristiques cognitives de la personne, toutefois, en accord avec les définitions des processus proximaux, aucune information ne permet de les distinguer des processus cognitifs (ou processus responsables de la cognition).

⁷ «*the mechanisms through which human genetic potentials for effective psychological functioning are actualized*» (Bronfenbrenner & Ceci, 1993 : 317).

⁸ «*the enduring forms of interaction in the immediate environment*» (Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1644).

Pour Wachs (1991 : 177-179), quatre processus ou mécanismes sous-tendent les interactions :

- 1) la vulnérabilité différentielle (*differential vulnerability*), c'est-à-dire que l'environnement objectif observé n'est pas le même que l'environnement effectif;
- 2) l'utilisation des ressources de l'environnement (*utilization of environmental opportunities*) qui fait appel aux habiletés individuelles à utiliser l'environnement;
- 3) les différences qualitatives et quantitatives des patrons de réponse (*differences in response pattern*), c'est-à-dire la variabilité des patrons de réponse aux différents aspects de l'environnement; et
- 4) les mécanismes qui facilitent et maintiennent l'induction (*mechanisms of induction facilitations and maintenance*).

De la même manière que les deux premiers processus ou mécanismes d'interaction de Wachs (1991 : 177-178), il semble que les processus (proximaux) soient influencés tant par les caractéristiques de la personne que par celles de son environnement (Bronfenbrenner, s.d. : 4).

Le troisième processus ou mécanisme, soit les différences des patrons de réaction de l'individu à l'égard des stimuli de l'environnement, ressemble de très près à la définition de l'interaction privilégiée par l'auteur (c.-à-d. la réactivité différentielle), voire il en est l'équivalent. Ainsi, un des processus ou mécanismes d'interaction est l'interaction au sens de réactivité différentielle! Également, le quatrième processus ou mécanisme d'interaction est un mécanisme... ce qui n'éclaire en rien sa spécificité.

En fait, s'il semble *a priori* clair pour Wachs qu'il y ait des processus ou des mécanismes d'interaction, on serait en droit de s'attendre à ce qu'ils soient suffisamment précis pour caractériser l'interaction. Or, il n'en est rien. La confusion entre interaction et processus persiste alors qu'un se définit par l'autre ou que l'un implique l'autre, sans vraiment qu'il soit possible de les distinguer.

Mais là ne s'arrête pas la confusion du sens attribué au terme processus. En effet, Bronfenbrenner (1993 : 10-11) identifie deux types de processus proximaux qui ont cours au niveau proximal du développement : il s'agit du processus d'interaction sociale entre la personne et une ou plusieurs personnes (du même âge, plus vieilles mais rarement plus jeunes) et de l'engagement dans des tâches et des activités de complexité croissante. Ces deux types de processus proximaux sont par la suite expliqués comme étant deux aspects de

l'environnement (proximal) d'une personne (ibid. : 11). De même, lorsque l'auteur explique que «la plupart des études pertinentes des processus proximaux ont porté sur la famille, avec peu d'emphase sur d'autres milieux clés du développement comme la classe ou l'école» (Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1645), il laisse sous-entendre que l'expression processus proximaux puisse désigner l'environnement.

Alors que les processus proximaux semblaient d'abord utilisés pour caractériser la relation entre la personne et une ou plusieurs personnes de son environnement, il semble que cette expression puisse être utilisée également pour désigner le contexte, l'environnement ou le milieu.

2.1.5. Environnement, milieu ou contexte?

Environnement, milieu et contexte sont des termes fréquemment utilisés dans les études P-E. Il n'est pas pour autant simple de les distinguer clairement.

Les définitions de l'environnement sont nombreuses. Le premier trait sémantique attribué à l'environnement est celui d'ensemble. Ainsi, l'environnement est défini comme un «ensemble d'agents physiques, chimiques, biologiques et de facteurs sociaux susceptibles d'avoir un effet sur les organismes vivants et les activités» (Létourneau, 1992 *in* Legendre, 1993 : 544). Il peut être un «ensemble systémique des aspects biophysiques du milieu de vie, en interaction avec les composantes socioculturelles, et qui interagissent avec les être vivants de ce milieu» (Sauvé, 1992 *in* ibid.). Pour Bronfenbrenner, l'environnement est «un ensemble de structures concentriques, incluses les unes dans les autres, et qui maintiennent entre elles et à l'intérieur d'elles, des relations fonctionnelles à différents niveaux» (1979 *in* Tessier, 1989 : 63).

Par ailleurs, d'autres traits sémantiques sont attribués au terme environnement, soit milieu, phénomène, entité et réalité. L'environnement peut donc être défini comme «un milieu dont on maîtrise désormais les facteurs multiples et dont on sait qu'il est structuré par des réseaux complexes d'interrelations» (Acot, 1994 : 57). Pour Barker, il est «un phénomène naturel (non pas un laboratoire)... situé dans un lieu... qui a des frontières, changeantes selon le nombre d'éléments inclus et selon les activités qui s'y déroulent» (1968 *in* Tessier, 1989 : 63) ou «une entité pré-perceptuelle (qui existe indépendamment de la perception qu'on en a)... et qui contient deux séries de composantes» (ibid. *in* ibid.). Enfin, l'environnement est défini comme «une réalité multidimensionnelle et contextuelle constituée par «l'ensemble des agents

physiques, chimiques et biologiques et des facteurs sociaux susceptibles d'avoir un effet direct ou indirect, immédiat ou à terme, sur les êtres vivants et les activités humaines» (Conseil International de la Langue française, 1977 *in* Rocque, 1994 : 218).

Il semble qu'il existe cinq types d'environnement : l'environnement biologique, l'environnement naturel ou formel, l'environnement social, l'environnement édifié ou oécuménique et l'environnement physique. L'environnement biologique se définit comme les «environs de l'organisme tels qu'une région géographique, la température et les conditions écologiques générales» (Kantor, 1924 *in* Walsh, Price & Craik, 1992 : vii). L'environnement naturel est un «patron environnemental (emprunté à l'idée de la niche écologique...), constitué d'éléments qui sont reliés entre eux et stabilisés par un système régulateur homéostatique (...)» (Barker, 1968 *in* Tessier, 1989 : 58). De plus, il semble que l'environnement naturel (Crognier, 1994 : 67) ou environnement formel (Hawley, 1986 *in* Rocque, 1994 : 259) se compose des éléments biophysiques (température, climat, etc.). Pour sa part, l'environnement social est défini comme «un aspect du microenvironnement» (Wachs, 1991 : 56) et l'environnement physique comme «une autre dimension du microenvironnement (Wohlwill & Heft, 1987 *in* *ibid.*). L'environnement physique est également défini comme «le stade ou le milieu dans lequel les transactions sociales ont lieu» (Wachs, 1991 : 56). Enfin, l'environnement édifié (Crognier, 1994) ou environnement oécuménique (Hawley, 1986 *in* Rocque, 1994 : 259) se compose d'éléments socio-culturels.

Le moins que l'on puisse dire est que la distinction entre l'environnement naturel ou formel et l'environnement biologique n'est pas d'une limpidité cristalline. En définissant ainsi l'environnement physique et l'environnement social (c.-à-d. comme des aspects du microenvironnement) il est permis de supposer que des environnements «élargis» ne contiennent pas d'éléments physique et social. En fait, compte tenu de l'imprécision de ces définitions, seules les composantes biophysiques et socio-culturelles des environnements (naturel-formel et édifié-oécuménique) semblent indicatrices des types d'environnements.

En écologie humaine, il semble que l'environnement naturel soit souvent privilégié comme objet d'études, en référence à Barker ou à Bronfenbrenner.

Par ailleurs, un des sèmes de l'environnement physique (milieu) est le même qu'un de ceux donnés à l'environnement. Le milieu serait-il une sorte d'environnement ou synonyme d'environnement?

Lorsque l'environnement est considéré en terme de structures ou de niveaux hiérarchiques, il prend également le nom de contexte. Le contexte se définit comme «le milieu le plus large dans lequel les transactions spécifiques entre l'organisme et l'environnement se produisent⁹ (Wachs, 1991 : 174). Il est aussi «une mesure de l'environnement d'ordre supérieur ou un microenvironnement qui peut interagir avec les caractéristiques de l'individu» (ibid.). Sans être défini comme tel par Bronfenbrenner, le contexte est pourtant une partie intégrante du devis de recherche qu'il propose (modèle PPCT) pour l'écologie du développement humain. De plus, les noms donnés à ces contextes (micro-, méso-, exo- et macrosystèmes) supposent qu'il s'agit également de systèmes. Ainsi, les différents niveaux d'environnement sont des contextes environnementaux, chacun disposant d'ailleurs de plusieurs traits sémantiques. Par ailleurs, le terme milieu utilisé précédemment pour désigner l'environnement sert maintenant à désigner le contexte.

En écologie du développement humain, l'environnement semble donc comporter quatre niveaux : le microsystème ou microenvironnement, le mésosystème, l'exosystème et le macrosystème.

Au niveau sémique, le microsystème est : un milieu (Bronfenbrenner, 1993; Garbarino, 1990), un lieu (Bronfenbrenner, 1979 *in* Tessier, 1989), un *pattern* (Bronfenbrenner, 1993; Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994), un ensemble (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994) ou des interactions (Bronfenbrenner, 1977 *in* Crnic, Friedrich & Greenberg, 1983); le microenvironnement est un niveau (Wachs, 1991).

Pour le mésosystème, les traits sémantiques utilisés pour le définir sont : le système (Bronfenbrenner, 1993; Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994), une structure (Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994), un ensemble (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994; Bronfenbrenner *in* Tessier, 1989), les interrelations (Bronfenbrenner, 1977 *in* Crnic, Friedrich & Greenberg, 1983) ou les relations (Garbarino, 1990), une évaluation (Knoff, 1984).

Les traits sémantiques de l'exosystème sont : un ensemble (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994), le milieu (Garbarino, 1990) et les structures sociales (Bronfenbrenner, 1977 *in* Crnic, Friedrich & Greenberg, 1983).

Enfin, pour le macrosystème, les sèmes utilisés par les auteurs sont : un ensemble (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994), les patrons (Garbarino, 1990), la culture et les sous-cultures (Benner, 1992), le contexte (Young, 1983), le niveau (Benner, 1992) et l'idéologie (Garbarino, 1990).

⁹ «*the larger setting within which specific organism-environment transactions occur*» (Wachs, 1991 : 174).

La quantité de traits sémantiques utilisés par les auteurs pour définir ce qui, au départ, est présenté comme des niveaux ou des structures d'environnement laisse pantois. L'environnement étant un terme multisémique, il n'est pas si surprenant que ses différentes caractéristiques ou ses divers qualificatifs en soient le reflet. Par conséquent, les niveaux de l'environnement sont des contextes qui, en plus d'être définis globalement par l'acception milieu, portent le nom de système et se définissent notamment par un ou des milieux. En d'autres mots, les niveaux de l'environnement sont des contextes et des systèmes qui contiennent des milieux, et ces mêmes niveaux d'environnement sont aussi appelés milieux par définition.

2.2. Problèmes théoriques et devis de recherche P-M

Lorsqu'il s'agit d'effectuer des recherches sur les interactions être humain-milieu, un second type de problèmes qui se pose est de nature théorique. Leur influence sera inévitable sur le devis général de la recherche réalisée, mais ces problèmes en entraîneront également d'autres de nature méthodologique, en se répercutant sur l'échantillonnage et les instruments de mesure et d'analyse privilégiés.

Un problème de taille pour l'étude des interactions entre l'organisme et l'environnement (O-E)¹⁰, relevé par Wachs (1991 : 181), est le contenu «athéorique» des recherches dans ce domaine. L'auteur souligne que ce manque de fondements théoriques se répercute nécessairement sur les instruments de mesure utilisés en plus de perpétuer la nature athéorique des recherches. Ainsi, par opposition à un devis de recherche qui s'appuie sur des données de recherches descriptives et systématiques, l'utilisation d'un devis de recherche de nature athéorique rend peu probable, voire impossible, de pouvoir appréhender la complexité des interactions entre l'organisme et son environnement. Toutefois, comme l'explique Wachs, une étude O-E qui s'appuierait sur un cadre théorique ne serait pas dénuée de problèmes conceptuel et méthodologique (Wachs, 1991 : 173).

Selon McCall (1991 : 155), il semble que la plupart des devis de recherche utilisés pour l'étude des interactions entre l'organisme et l'environnement sont «insensibles» aux

¹⁰ Dans ce chapitre, les termes organismes et personnes seront utilisés indistinctement, afin de respecter la terminologie des propositions émises par les auteurs.

interactions potentielles. En d'autres mots, un devis de recherche pour l'étude O-E pourrait ne pas permettre l'observation des interactions parce qu'il ne contiendrait pas les variables qui lui seraient inhérentes (ibid. : 155-156).

Dans leur article, Plomin & Hershberger (1991) expliquent les difficultés inhérentes à l'étude O-E dans le domaine plus précis de la génétique quantitative. Ils indiquent que, malgré la précision de l'indicateur du génotype, les interactions entre les génotypes et l'environnement ne sont «pas faciles à démontrer», plus particulièrement lorsqu'il s'agit d'êtres humains (p.35).

Dans le domaine de la psychologie, Rutter & Pickles (1991 : 109) soulignent que l'étude systématique des interactions entre la personne et l'environnement est rare. Pour les sciences du comportement, ces auteurs (ibid. : 110) expliquent leurs propos en soulignant que la majorité des études portant sur les interactions s'appuie sur les données statistiquement significatives des analyses «multivariées» qui ne présentent pas de conceptualisation adéquate (*lack an adequate conceptualization*) des variables environnementales et de la manière par laquelle les interactions peuvent se réaliser.

Wachs & Plomin (1991) considèrent que le manque d'intérêts pour l'étude O-E dépasse les problèmes d'ordre conceptuel; en fait, le manque d'évidences systématiques qui permettraient de reproduire précisément O-E est un élément problématique non négligeable (p.4). D'une part, il est plus simple de parler d'interactions que de les trouver (Plomin & Daniels, 1984 : 161 *in* Wachs & Plomin, 1991 : 4), et d'autre part il n'est pas évident de trouver un *pattern* consistant qui démontre O-E dans les études sur le développement humain (Cronbach & Snow, 1977, Plomin & Daniels, 1984 *in* ibid.).

Même si, dans la littérature, l'on reconnaît de plus en plus l'interaction O-E, les processus qu'elle sous-tend ne sont que rarement objets d'étude dans les travaux sur le développement humain (Wachs & Plomin, 1991 : 3-4).

Pour Wachs & Plomin (1991 : 4), ces problèmes sont d'abord de nature théorique. Ainsi, dans les recherches et les théories on retrouve des processus universels de développement négligeant ainsi les différences individuelles (Feldman, 1980, Horowitz, 1969 *in* ibid.). En d'autres mots, la plupart des études considère la composante processus comme universelle et indépendante des caractéristiques de la personne et du contexte (Bronfenbrenner, 1988 *in* Bronfenbrenner, s.d. : 45).

De plus, compte tenu de la prédominance du modèle expérimental dans les recherches et les théories du développement (McCall, 1977 *in* *ibid.*), on évacue trop souvent la pertinence potentielle des différences individuelles en tant que médiateur des processus du développement (Cronbach, 1987, Kopp, 1978 *in* *ibid.*). La possibilité des différences individuelles dans la réactivité est donc ignorée des psychologues environnementaux (Wachs, 1983 *in* Wachs & Plomin, 1991 : 4). Aussi, pour la composante personne, on retrouve rarement plus que les dimensions d'âge et de sexe (Bronfenbrenner, 1988 *in* Bronfenbrenner, s.d. : 45). Selon Bronfenbrenner (1993 : 9), la grande majorité des caractéristiques cognitives et personnelles autres qu'intellectuelles, est basée sur des construits sans contexte ou «acontextuels» (*context free*), ce qui fait en sorte que les attributs développementaux de la personne sont définis, conceptuellement et opérationnellement, sans aucune référence explicite à l'environnement dans lequel ils se produisent; on présume de plus qu'ils ont le même sens psychologique, sans égard à la culture, la classe ou le milieu dans lequel ils sont observés ou dans lequel la personne vit.

À ce sujet, Cole & Engestrom (*in* Salomon, 1992 : 168) font remarquer que «même lorsque le contexte est considéré [dans les études], il est plus souvent qu'autrement réduit à servir de variable de fond (*to serve as a background variable*) plutôt que d'être traité comme un partenaire égal contribuant à la cognition, la motivation et les comportements de l'individu». Pour sa part, Salomon (1992 : 168) souligne que «la plupart des recherches se préoccupant d'apprentissage, de transfert, de développement, d'intelligence, d'habiletés cognitives, des effets d'intervention en classe ou des effets de compilation (*computing*) mettent l'accent sur l'individu avec peu d'intérêt (*relative disregard*) pour le contexte social, interpersonnel ou culturel dans lequel agit (*operates*) l'individu».

Selon Apter (1977 : 367-368), «les théories qui ne considèrent pas le contexte total d'une situation problématique ne peuvent escompter décrire les causes ni ne pourront composer efficacement (*can they ever cope*) avec le grand nombre d'élèves en difficulté». Dans le même ordre d'idées, Salomon (1992 : 176) soutient que «d'étudier des variables simples telles que la performance ou les aspirations en négligeant les changements dans l'environnement d'apprentissage équivaut à manquer le but escompté (*the whole point*)». Pour l'auteur, cette façon de procéder «ne permet pas de capturer la réalité d'une classe en changement» (*ibid.*); «l'élément traditionnel et central des recherches [en éducation] porte sur la manière (le comment) dont les individus et leurs cognitions, motivations ou comportements

changent et non sur la manière (le comment) dont le système entier (...) change» (ibid.). Enfin, Salomon (1992 : 167) souligne «qu'en l'absence d'une théorie cohérente (...) et l'absence d'une méthodologie rigoureuse, la cible de recherche demeure l'individu».

Delandsheere (1986 : 346 *in* Rocque, 1994 : 144) explique que la modeste influence de la pédagogie expérimentale «sur la vie quotidienne à l'école s'explique, d'une part, par le manque de théorie unifiante et d'autre part, par une communication insuffisante entre la recherche et les praticiens». Willems (1977 : 12-13) soutient également que «les méthodes traditionnelles de recherche sur les humains permettent rarement d'élucider les interdépendances de la «vraie vie» entre les comportements et les environnements»; selon l'auteur, les rapports de recherche ne tiennent compte que très rarement «des concepts de systèmes, de dépendance complexe (*complex dependencies*), de réciprocité et de cycles temporels (*extended time-related cycles*) (...). C'est ainsi que l'on continue d'étudier le comportement en le considérant comme un phénomène simple, singulier (*single-file*) et relativement sur une courte période de temps (*short-term*)» (ibid.). Fraser & Fisher (1983 : 303) expliquent qu'en psychologie éducationnelle, «depuis plusieurs décennies, les études sur la personne et sur l'environnement ont eu tendance à demeurer substantiellement et méthodologiquement distinctes telles deux traditions de recherche».

Ballard explique qu'un des problèmes de la psychologie a été d'avoir «élevé la méthode expérimentale au-delà de l'observation du monde naturel, «en omettant l'étape préliminaire descriptive que les autres sciences naturelles ont traversé et perdant ainsi contact avec les phénomènes naturels» (Tinbergen *in* Hutt & Hutt, 1970 *in* Ballard, 1986 : 128)». «Ce qu'une emphase sur la méthode expérimentale n'a pas fourni au domaine de la psychologie est la base de données cumulatives et descriptives commune aux autres sciences (Barker, 1969, Meehl, 1978 *in* Ballard, 1986 : 133).»

Beckwith (1984 : 2) indique que «les méthodes traditionnelles de recherche, spécialement les devis expérimentaux conventionnels, ne semblent pas avoir fourni d'applications significatives pour la pratique de l'éducation». En effet, «les devis expérimentaux semblent être malhabiles pour identifier les «variables qui pourraient améliorer l'enseignement» (*the process variables that could improve teaching*; Scriven, 1977 : 189 *in* Beckwith, 1984 : 2); [de plus,] leur application ne facilite pas la recherche de solutions

(*appears not to facilitate solutions*) aux problèmes éducationnels (Clark, 1978, Clark & Snow, 1975, Salomon & Clark, 1977, Snow, 1976 *in* *ibid.*)». Pour Torkelson (1980 *in* Beckwith, 1984 : 4-5), le devis de recherche expérimental fait appel à une approche expérimentale qui ignore «la nature élaborée des apprenants en tant qu'individus dynamiques et changeants».

Pour Bronfenbrenner (1993), même si de nombreuses études incluent à la fois des caractéristiques personnelles statiques et dynamiques, leur devis est conçu de manière à évaluer uniquement des effets additifs et par conséquent ne permet pas de déceler la présence d'influence synergique (positive ou négative) des caractéristiques instigatrices du développement sur la réalisation du potentiel psychologique de la personne (p.14-15).

De la même manière, Wachs (1983 *in* Wachs & Plomin, 1991 : 4) soutient que la psychologie du développement ignore habituellement la possibilité de la réactivité différentielle (*differential reactivity*) des individus à certains stimuli de l'environnement, à la fois dans les devis (*designs*) de recherche et dans les modèles. Wachs & Plomin expliquent cette résistance des psychologues environnementaux à accepter l'idée de l'interaction entre l'organisme et l'environnement, parce qu'elle rend difficile l'utilisation d'un «modèle englobant les effets généraux» (*global main effects model* ; *ibid.*).

Plomin & al. (1977 *in* Wachs & Plomin, 1991 : 4) expliquent la réticence des généticiens-béhavioristes à l'étude O-E parce qu'elle est difficile à saisir et à mesurer par la variance et parce que, habituellement, les recherches en génétique-béhaviorale n'incluent pas de mesures de l'environnement.

Toutefois, la plupart des études du développement humain dans une perspective O-E ne considèrent que les microsystèmes de la famille ou du groupe de pairs, et elles font abstraction du mésosystème qui les relie (Steinberg & Brown, 1989 : 2 *in* Bronfenbrenner, 1993 : 21).

C'est le cas également des études qui s'intéressent aux processus proximaux du développement; celles-ci mettent l'emphase principalement sur la famille et trop peu sur les autres milieux clés du développement comme la classe ou l'école (Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1645). De même, Wachs (1991 : 56) fait remarquer que la plupart des études sur le développement dans une perspective O-E sont menées au niveau le plus bas de la hiérarchie d'influences de l'environnement, c'est-à-dire au niveau du microenvironnement. De plus, l'auteur mentionne «qu'un seul aspect du microenvironnement est considéré dans ces

études : l'environnement social»; par conséquent, la considération de l'aspect physique de l'environnement est négligée (ibid.). Pour Bronfenbrenner toutefois, la composante contexte est définie également par des dimensions socio-démographiques telles «la classe sociale, l'ethnicité, les milieux rural ou urbain, ou (...) la structure familiale, le mode de garde (...), le statut occupationnel de la mère, ou (...) le fait de posséder un ordinateur ou non» (Bronfenbrenner, 1988 *in* Bronfenbrenner, s.d. : 45). Enfin, selon McCall (1991 : 154), la ou les variables de l'environnement peuvent être définies trop globalement pour permettre de révéler la présence d'interactions.

Il semble cependant qu'en écologie du développement humain, la majorité des études utilisent des devis de recherche qui ne tiennent pas compte de l'ensemble du modèle processus-personne-contexte-temps (modèle PPCT) proposé par Bronfenbrenner : «peu d'études ne comprennent ne serait-ce que trois des cinq composantes du modèle (y compris la plus importante, le «processus») dans un même devis de recherche» (Bronfenbrenner, s.d. : 6).

Ici encore, ce problème relié à l'incomplétude du devis de recherche provient en partie du fait que l'on s'appuie sur un postulat erroné dans lequel on considère les processus proximaux de développement «comme universels, équivalents pour chacun, dans tous les environnements fréquentés» (Bronfenbrenner, s.d. : 6-7), indistinctement des caractéristiques de ces environnements. De plus, les caractéristiques des personnes et de l'environnement ne sont pas nécessairement distinguées lors de ces études (ibid.); enfin, tel qu'il le mentionnait déjà en 1988, Bronfenbrenner explique que la plupart des études en écologie du développement humain se fondent sur «un modèle de recherche «aristotélicien» basé sur des «classes théoriques d'appartenance» (...) sans aucune considération pour l'évaluation des mécanismes grâce auxquels les effets observés peuvent avoir lieu» (ibid. : 7).

En résumé, le devis de recherche utilisé pour l'étude de l'interaction entre la personne et l'environnement exerce une influence certaine sur l'observation des interactions. Toutefois, comme la plupart des recherches P-E ne s'appuient pas sur des modèles ou des théories ou des données descriptives et systématiques, certains auteurs, dont Wachs (1991), dénoncent le contenu athéorique de ces recherches. De plus, il n'existe pas à l'heure actuelle de modèle ou de théorie P-E satisfaisant qui permettrait de guider les recherches futures dans ce domaine (Wachs, 1991 : 173-174). Les conséquences d'utiliser un devis de recherche athéorique sont

nécessairement l'incomplétude des variables qui tiendraient compte de la complexité de la dynamique P-E et, par conséquent, de leur mesure. Et même lorsque les études s'appuient sur le devis de recherche proposé par Bronfenbrenner (modèle processus-personne-contexte-temps), l'ensemble de ses éléments constitutifs n'est pas considéré. Les devis de recherche ne s'appuient donc pas sur des modèles qui permettent de considérer les effets d'interaction; ils privilégient plutôt la considération d'effets additifs et linéaires. Les processus d'interaction font donc rarement l'objet des études dans ce domaine.

Par voie de conséquence, un autre élément problématique qui ressort de la littérature de façon récurrente est la négligence conceptuelle des variables sous-jacentes à l'étude P-E. Soit les devis de recherche utilisés ne tiennent pas compte de variables considérées comme critiques et ne portent que sur la personne ou que sur l'environnement ou que sur l'interaction (uniquement au plan statistiquement significatif par surcroît), soit ils ne distinguent pas les caractéristiques de la personne de celles de l'environnement.

Pour la composante personne, les différences individuelles de réactions aux stimuli de l'environnement ne sont pas considérées; et pour la composante environnement, les recherches privilégient les mêmes microsystèmes ou microenvironnements, sans égard au mésosystème pouvant les relier ni aux aspects physiques qui les composent, en plus de l'imprécision de la définition des variables retenues.

Il semble cependant que l'identification des unités de classification (taxons) de la composante personne soit plus aisée que celle reliée à la composante environnement. En effet, selon Bronfenbrenner (1993 : 4), il n'existe pas de taxonomie de l'environnement, contrairement à l'abondance des construits cognitifs, des typologies de la personnalité, des stades de développement ou des prédispositions (*dispositional tendencies*) pouvant se rattacher à la composante personne.

2.3. Problèmes d'échantillonnage

Selon McCall (1991), les limitations de l'échantillonnage des recherches P-E sont à la source des difficultés reliées à leur étude. En effet, selon cet auteur, il semble que «certaines interactions sont susceptibles d'être rencontrées dans des groupes extrêmes»; toutefois, ces derniers sont soit absents, soit sous-représentés, des échantillons de recherche (ibid. : 149).

Ainsi, la plupart des échantillons de recherche P-E ignorent l'importance des groupes extrêmes. De plus, «en l'absence de compréhension ou de théorie sur la nature de l'interaction, les chercheurs vont échouer dans leur tentative d'échantillonnage quant aux

situations habituelles qui démontrent l'interaction ou aux phénomènes rares qui semblent être totalement génétiques ou environnementaux» (ibid. : 150). En d'autres mots, McCall affirme que certaines composantes d'un échantillon pourraient être «diluées» ou s'avérer extrêmement rares, selon le moment où l'étude est menée ou le moment de développement de l'organisme (ibid. : 151). Certaines conditions nécessaires à la démonstration de l'interaction pourraient être absentes au moment de l'étude. Il semble en effet que, pour certaines situations, les conditions nécessaires pour démontrer une interaction ne se révéleront que dans le cas d'un accident biologique ou environnemental (ibid.). Dans cette optique, les difficultés de pouvoir reproduire les interactions observées dans un échantillon sont imminentes (ibid.).

Enfin, «il est possible que des personnes s'avèrent plus vulnérables que d'autres à certaines conditions de l'environnement; ces personnes correspondent alors à un éventail particulier (*particular range*) de variables (et vice versa)» (ibid. : 152). En bref, la présence d'interactions pourrait être entravée ou favorisée selon le type d'échantillon choisi pour l'étude.

De la même manière, Wachs (1991) soutient que «la plupart des études P-E n'ont pas assez de puissance pour permettre de détecter de manière fiable les interactions¹¹» (Wachs, 1991 : 180). Pour cet auteur, il semble que cet état de faits est «particulièrement vrai pour les études dans lesquelles de multiples variables sont utilisées et pour les études réalisées sur des échantillons de petite taille» (ibid.). De plus, il semble que «les groupes extrêmes sont souvent sous-représentés dans la littérature scientifique», alors que leur utilisation pour les études P-E est susceptible de révéler davantage les interactions (ibid. : 181).

Selon Wachs (1991 : 54), la plupart du temps, les études privilégiant des groupes qualitativement distincts postulent qu'une relation linéaire existe entre les variables prédictives et d'accomplissement (*predictor and outcome variables*). Aussi, dans le cas où le *pattern* de relations (*pattern of relations*) n'est pas linéaire, les conclusions de ce type d'études pourraient alors s'avérer largement erronées¹² (Myers, 1979 *in* ibid.). Ainsi, les résultats peuvent différer lorsque des groupes moins distincts sont étudiés et «les processus mêmes qui sous-tendent le changement du développement peuvent être significativement différents selon qu'il s'agit de groupes intermédiaires ou de groupes extrêmes» (Cloninger, Bohman & Sigvardson, 1981, Kidd & Matthysee, 1978 *in* ibid.).

¹¹ «... may not have sufficient power to reliably detect interactions» (Wachs, 1991 : 180).

En bref, les problèmes reliés à l'échantillonnage proviennent directement de la nature athéorique des devis de recherche. En effet, l'absence de modèle ou de théorie qui permettrait de saisir la dynamique P-E fait nécessairement en sorte d'augmenter les difficultés quant à la manière de procéder pour l'identifier. D'autres problèmes s'y ajoutent, il s'agit de l'identification du moment du déroulement de l'étude et de la considération de groupes de sujets «extrêmes» pour la réalisation de l'étude. Le type d'échantillon choisi peut donc entraver ou favoriser l'identification des interactions, voire leur présence.

2.4. Problèmes méthodologiques

En recherche, une méthodologie est un «ensemble de méthodes utilisées (...)» (Legendre, 1993 : 844) et une méthode est un «ensemble de techniques optimales, ordonnées selon des règles et mises en oeuvre pour atteindre un but» (ibid. : 838). C'est dans cette optique que certains auteurs, pour les études P-E, dénoncent les problèmes de méthodologies spécifiques reliées à l'élaboration d'instruments ou de techniques pour la cueillette d'informations.

Ainsi, selon Wachs (1991 : 181), un des éléments problématiques de l'étude P-E, également relié à l'inadéquation des stratégies de recherche utilisées, est «l'utilisation d'instruments de mesure instables ou inappropriés à l'organisme ou à l'environnement». Ce problème méthodologique a pour effet «de réduire considérablement les chances de trouver les interactions entre l'organisme et l'environnement» (ibid.).

Un autre problème, relié à la sur-simplification des résultats cette fois, est que la plupart des «études P-E ne sont pas longitudinales et ne mesurent qu'un très bref éventail de caractéristiques individuelles ou de variables environnementales» (ibid. : 180).

En d'autres mots, pour McCall (1991 : 153), un des éléments problématiques de l'étude P-E est que «les mauvaises variables sont mesurées», parce qu'elles sont mal définies ou «définies trop globalement pour permettre de révéler l'interaction», «ou elles ont été mesurées de manière insensible ou inappropriée». En ce qui concerne l'environnement, il semble que «les chercheurs se contentent de [le] définir (...) par les événements observés, alors qu'un environnement fonctionnel peut dépendre de la façon dont les individus perçoivent ces circonstances» (McCall, 1991 : 155). L'auteur explique également que, dans certaines

¹² «...then highly misleading conclusions can emerge from this types of studies» (Myers, 1979 *in* Wachs, 1991 : 54).

études, les facteurs liés à l'organisme ou à l'environnement ne font tout simplement pas l'objet de l'étude ou encore, lorsque ces variables sont mesurées, elles le sont avec des méthodes générales ou indirectes qui rendent imprécise la sensibilité des effets d'interaction (ibid. : 153-154).

Dans le même ordre d'idées, Rutter & Pickles (1991 : 114) expliquent qu'un des problèmes des études P-E est de ne pas délimiter clairement les caractéristiques essentielles de la personne et de l'environnement. Sous cet angle, Wachs (1991 : 45-46) précise que «des mesures inadéquates, inappropriées ou non fiables de l'environnement peuvent faire en sorte que les interactions entre l'organisme et la cible erronée (*organism-error interaction*) sont mesurées plutôt que les interactions entre l'organisme et l'environnement».

En résumé, l'ensemble des problèmes méthodologiques spécifiques à P-E est principalement relié à une mauvaise identification des variables, selon les auteurs.

Dans ce contexte, les méthodes problématiques sont les techniques ou les instruments de mesure privilégiés pour la récolte de données. Il semble également que la nature athéorique des devis de recherche ne soit pas étrangère à cette situation. Par conséquent, la seule considération de la dimension «objective» de l'environnement par les chercheurs et l'absence de la prise en compte de sa dimension «subjective» pour les environnés font en sorte que les études omettent le milieu observé avec les perceptions qu'en ont les sujets (environnement) : ou elles ne comparent pas les données, ou elles ne tiennent tout simplement pas compte de la dimension subjective du milieu ou encore, elle se limitent à celle-ci.

De plus, l'inadéquation des instruments de mesure utilisés dans les études P-E fait en sorte qu'ils ne permettent pas de révéler les interactions. Ils contiennent soit les mauvaises variables, soit trop de variables mal définies ou encore trop peu de variables. Enfin, les propos de Wachs (1991 : 180) laissent sous-entendre que l'absence d'études longitudinales pose problème dans ce domaine.

En d'autres mots, les auteurs dénoncent l'imprécision des instruments de mesure utilisés pour les études P-E. Par conséquent, cet imbroglio méthodologique, combiné à

l'imbraglio théorique qui le précède, ne sera pas sans avoir de conséquences sur l'analyse et l'interprétation des données de recherches¹³.

¹³ Les problèmes reliés à l'analyse des données ont été volontairement omis de cette partie, compte tenu des buts de départ que poursuivait la présente recherche.

Chapitre deuxième : Méthodologie de recherche

Le premier chapitre avait pour objectif d'exposer l'ensemble des éléments problématiques dans lequel se situe la présente recherche.

Ce second chapitre est divisé en quatre sections.

La première présente le but de la recherche et sa pertinence au regard du programme de recherche dans lequel il s'inscrit. Cette première partie explique également la réorientation «obligée» de nos objectifs, compte tenu des problèmes rencontrés.

La deuxième section du chapitre présente le type de recherche.

La troisième partie explique la méthodologie privilégiée pour la réalisation de la thèse et la quatrième partie situe les limites de la recherche.

1. But de la recherche

Notre recherche s'inscrit dans le programme de recherche du Groupe DÉFI Apprentissage¹⁴ (GDA, UdeM) qui fait partie de celui, plus vaste, du Consortium National de Recherche sur l'Intégration Sociale (CNRIS).

Le CNRIS est un partenariat de recherche constitué d'équipes universitaires (notamment de l'UQTR et de l'UdeM), de centres de réadaptation en déficience intellectuelle, ainsi que de représentants des milieux communautaires et d'élaboration de politiques. Au moins neuf étudiants de 3e cycle et sept de 2e cycle réaliseront leurs thèses ou mémoires dans le programme actuel de recherche du partenariat. Le CNRIS a également développé un réseau interdisciplinaire de chercheurs-associés (québécois, européens et américains). L'organisation a adopté plusieurs mesures pour assurer une grande participation des intervenants et des parents au processus de recherche dont la participation à l'élaboration de la programmation de recherche.

De façon spécifique, le programme de recherche du GDA a pour thématique l'autonomie et la participation sociale des personnes présentant des incapacités

¹⁴ Bien qu'il soit résumé ici, le programme de recherche du GDA est davantage détaillé dans le quatrième chapitre.

intellectuelles¹⁵ et prend appui sur le cycle de l'intervention éducationnelle et sociale. Il comprend quatre axes interreliés orientant ainsi les travaux de recherche. Ces axes sont les suivants :

- 1) l'autonomie : une finalité à préciser;
- 2) les habiletés personnelles et ressources du milieu;
- 3) les processus d'intervention en contexte d'intégration scolaire et sociale; et
- 4) l'efficience de l'intervention.

La présente thèse s'inscrit dans le troisième axe du programme de recherche du GDA et, plus précisément, dans les projets reliés aux situations d'intervention et processus d'intervention auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, en visant le développement méthodologique devant satisfaire aux contraintes et exigences de l'étude de l'interaction Personne-Milieu (P-M).

En recherche, la méthodologie se définit comme un «ensemble de méthodes utilisées dans le domaine de la recherche» (Legendre, 1993 : 844). En d'autres mots, une méthodologie c'est l'«ensemble des méthodes et des techniques d'un domaine particulier» (Larousse, 1995 : 652). Dans cette optique, une méthode est un «ensemble de techniques optimales, ordonnées selon des règles et mises en oeuvre pour atteindre un but» (Legendre, 1993 : 838)

Au regard de ces définitions, le but de la présente thèse était au départ d'élaborer une méthodologie spécifique à la cueillette de données pour l'étude de l'interaction P-M en situation pédagogique ou d'intervention éducationnelle et sociale.

Plus précisément, nous visions le développement d'un ensemble de méthodes et de techniques propres à l'autoécologie pédagogique. Il était alors également envisagé que ce premier répertoire méthodologique adapté à l'étude P-M s'accompagne d'un ensemble de principes «opérationnalisables» ainsi que d'une caractérisation de l'écosystème pédagogique objet de l'étude. À cette fin, des unités de classification (taxons) de l'écosystème pédagogique devaient être identifiées pour éventuellement être mesurées par les méthodes ou techniques proposées.

¹⁵ L'emploi de l'expression Personne Présentant des Incapacités Intellectuelles prend appui sur les propositions de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 1988) et de celles du Comité Québécois de la Classification Internationale des Déficiences, Incapacités et Handicaps (CQCIDIH, 1991, 1993, 1996). L'expression témoigne davantage de la nature de leurs caractéristiques et permet d'éviter des confusions par rapport à des personnes présentant des limitations cognitives de nature différente. Lorsque nous parlons des personnes présentant des incapacités intellectuelles, nous référons à des personnes qui présentent les caractéristiques telles que posées par l'Association Américaine du Retard Mental (1992), dans sa dernière définition du retard mental.

En résumé, voici les objectifs de recherche envisagés au départ :

- 1) une caractérisation de l'écosystème pédagogique adaptée à l'étude des personnes présentant des incapacités intellectuelles en interaction avec leur milieu. En d'autres mots, il s'agit d'identifier les unités de classification (taxons) de l'écosystème pédagogique;
- 2) l'élaboration d'un ensemble de principes et fonctions que devra remplir un répertoire méthodologique adapté à l'étude P-M en situation pédagogique; et
- 3) l'élaboration d'un premier répertoire méthodologique adapté à l'étude de l'interaction des personnes présentant des incapacités intellectuelles en interaction avec leur milieu, précisément en situation pédagogique.

Le déroulement de la recherche en a toutefois décidé autrement.

D'abord, en considérant l'existence des amorces de solutions à l'ensemble des problèmes conceptuel et méthodologique soulevés par les auteurs en écologie humaine, il semblait clair qu'il fallait s'assurer que notre contribution au développement méthodologique puisse reposer sur un minimum de fondements. Cependant, il s'est avéré impossible d'appliquer systématiquement les (amorces de) solutions proposées par ces auteurs, sans perpétuer la confusion qui semble prévaloir dans ce domaine.

Ainsi, pour tenter de caractériser les éléments en interaction d'une situation pédagogique ou d'intervention éducationnelle et sociale, une simple recension des techniques et instruments utilisés dans différentes recherches ont fourni un nombre impressionnant de ces instruments, mais surtout une multitude de variables éparses, parfois définies parfois non, choisies majoritairement sans références explicites à des taxonomies, des typologies, des cadres conceptuel ou théorique. Par ailleurs, même dans le cas où les recherches prenaient appui sur le modèle théorique proposé par Bronfenbrenner, l'ensemble des éléments problématiques soulevés par les auteurs en écologie humaine se révélait en totalité ou en partie.

Cette situation n'était, bien entendu, pas prévue. Elle semblait impliquer à tout le moins de réaliser un inventaire des taxonomies et typologies se rapportant aux éléments en interaction dans une situation pédagogique ou d'intervention éducationnelle et sociale. D'autre part, les sujets concernés dans nos objectifs de recherche, soit les personnes présentant des incapacités intellectuelles, impliquaient que ce répertoire méthodologique tienne compte

notamment des facteurs pouvant faciliter leur apprentissage de même que des facteurs pouvant faire obstacle à leur apprentissage.

Un même problème demeurerait cependant, soit le manque d'éléments qui permettraient de baliser nos choix, tant pour caractériser l'écosystème ciblé que pour proposer un ensemble de méthodes et de techniques d'évaluation de l'interaction Personne présentant des incapacités intellectuelles-Milieu en situation pédagogique ou d'intervention éducative et sociale.

Pour arriver à résoudre ce problème, un «retour aux sources», soit l'écologie générale, s'est imposé. Aussi, compte tenu des échecs plus que fréquents d'apprentissage des personnes présentant des incapacités intellectuelles en situation pédagogique ou d'intervention éducative et sociale, le terme «pollution» pédagogique a inspiré métaphoriquement notre recherche documentaire en écologie. Cette démarche nous a conduit au domaine de l'écotoxicologie et, de façon particulière, au domaine de l'évaluation écologique du risque.

Dans l'optique d'élaborer un répertoire méthodologique adapté à l'étude de l'interaction P-M, en situation pédagogique ou d'intervention éducative et sociale, la thèse vise particulièrement :

- la proposition d'un réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines et,
- de façon spécifique, dans le domaine de l'intervention éducative et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Du même coup, le réseau fonctionnel proposé dans ce domaine :

- fournit une piste de départ quant aux évaluations écologiques qui peuvent être réalisées; et
- fournit un «cadre» méthodologique pour la réalisation d'évaluations écologiques du risque dans le cadre des travaux de recherche du GDA et du CNRIS.

2. Type de recherche

Compte tenu du but et des objectifs poursuivis, il est possible de distinguer le caractère fondamental de cette recherche, parce qu'elle «vise prioritairement (...) le développement de nouvelles connaissances (...) et de principes généraux» (Legendre, 1993 : 1081). Elle présente également un caractère exploratoire.

Aussi, la thèse est également de type qualitatif si l'on considère que «les données qualitatives qui se présentent sous forme de mots plutôt que de chiffres(...)» (Huberman & Miles, 1991 : 21) sont celles qui sont recueillies et analysées.

Enfin, notre recherche peut être de type méthodologique dans la mesure où elle «porte sur les diverses approches et façons de réaliser une recherche» (Legendre, 1993 : 1085).

3. Méthodologie générale de la recherche

3.1. Problématique méthodologique

Comme le souligne Miles (1979 *in* Huberman & Miles, 1991 : 23), «la difficulté la plus sérieuse et la plus centrale de l'utilisation de données qualitatives vient du fait que les méthodes d'analyse ne sont pas clairement formulées».

Au regard de la recherche qualitative en sciences sociales, Huberman & Miles soulignent que «les bourbiers, dédales, et impasses méthodologiques ne proviennent pas nécessairement de l'incapacité du chercheur, mais des données propres aux sciences sociales» (1991 : 459). Ces auteurs expliquent cette situation par la complexité et l'ambiguïté des phénomènes sociaux à l'étude auxquels ils ajoutent qu'il n'y a «rien d'étonnant (...) à ce que les mécanismes d'analyse semblent redoutables ou insaisissables, ni à ce que la plupart des chercheurs qualitatifs répugnent à les rendre explicites» (ibid.). Pour Huberman & Miles, cette situation fait en sorte que «les sections «méthodologie» de la plupart des rapports d'études qualitatives sont squelettiques» (ibid. : 461).

Dans le même ordre d'idées, Rocque (1994 *in* Dionne, 1996 : 35) en arrive également à ce constat; «après consultation de plus d'une cinquantaine de thèses théoriques réalisées entre 1990 et 1993 dans différents domaines des sciences humaines et sociales, (...) si des méthodologies ont été utilisées elles ne sont jamais présentées». Par ailleurs, comme le souligne Rocque (1994 : 17) en s'appuyant sur les écrits de Kuhn, cette situation

problématique se trouve accentuée par l'absence de paradigmes universellement reconnus qui caractérise les sciences de l'éducation à l'heure actuelle et qui fait en sorte qu'aucune «école de pensée» n'arrive à s'imposer d'évidence dans ce domaine d'étude. Par conséquent, les méthodologies privilégiées dans les recherches en éducation semblent relever davantage de l'arbitraire ou de l'école de pensée du chercheur que de la raison «scientifique». «Sur le plan méthodologique, nous contestons la façon dont on défend une approche quasi-magique de l'analyse de données qualitatives» (Huberman & Miles, 1991 : 33). Aussi, c'est dans le but d'éviter le piège de la «mystification» dont parlent ces auteurs, que notre choix méthodologique se devrait être rigoureux.

3.2. Choix méthodologique

Aux fins de notre étude, une méthode a été retenue et appliquée : l'anasynthèse.

3.2.1. Anasynthèse

Suggérée par Silvern (1972) et adaptée par Legendre (1988 *in* Rocque, 1994 : 41), l'anasynthèse est «un processus cyclique qui comprend les étapes suivantes : analyse-synthèse-prototype-simulation-modèle». La Figure 1 illustre ce processus tel qu'adapté par Legendre et utilisé pour notre étude. Aussi, tel que le précise Sauvé (1992 : 24 *in* Rocque, 1994 : 42), «l'anasynthèse est une application particulière de la méthode scientifique», d'où la rigueur qu'elle impose.

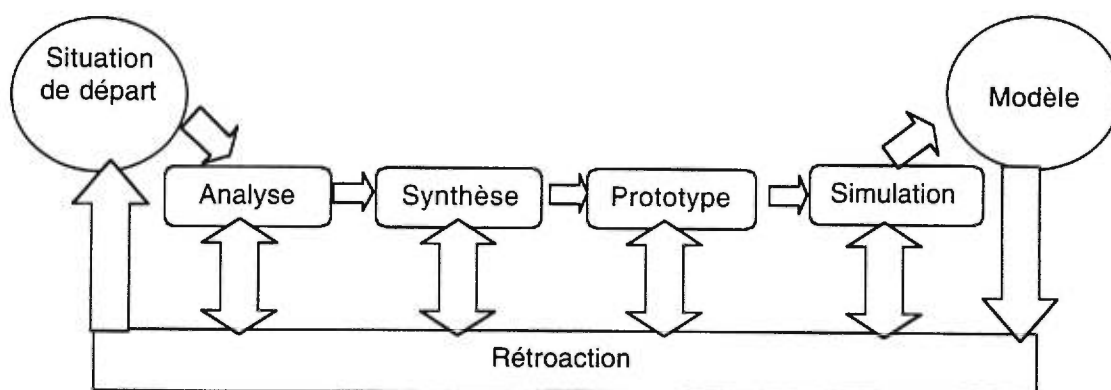


Figure 1 : Processus d'anasynthèse

(Legendre, 1988 : 28 *in* Rocque, 1994 : 42)

Précédant l'étape d'analyse, le processus d'anasynthèse doit être enclenché par une situation de départ. Tel que le précise Legendre (1988 *in* Rocque, 1994 : 50), cette étape comprend les deux premières phases d'une revue de littérature, soit le recensement des écrits et la recension des écrits.

Le recensement des écrits est le «dénombrement général ou spécifique de tous les écrits se rapportant à un objet d'études ou de recherches (...), etc. en regard d'un domaine de savoirs et d'activités» (Legendre, 1993 : 1066). Cette première phase de la revue de littérature débute par «l'identification des éléments du champ notionnel» pertinents à la démarche (Rocque, 1994 : 45); elle permet d'«apprécier l'ampleur des écrits (...) déjà consacrés à un objet d'études ou de recherches» (Legendre, 1993 : 1066-1067).

La recension des écrits se définit comme étant l'«identification, [l']examen critique, [la] sélection, [la] collection et [l']établissement d'une bibliographie des écrits valides et pertinents à un objet d'études ou de recherches» (ibid. : 1067). Elle permet de constituer le corpus d'analyse. Rocque (1994 : 51-52) identifie quatre critères qui permettent de sélectionner les écrits de cette phase : la présence d'états de la question, les auteurs majeurs et incontournables du domaine d'étude, l'échantillonnage stratifié lorsque le nombre de publications dépasse la cinquantaine et l'accessibilité tant matérielle que linguistique des ouvrages recensés.

En recherche, l'analyse est définie comme la «décomposition d'un contenu en ses éléments constitutants et [l']examen des relations [ou] la résultante du processus précédent», elle peut être également une «présentation élaborée du contenu d'un ouvrage, d'un article (...) en vue de faire ressortir certaines caractéristiques : but, structure, parties, enchaînement logique, style, niveau de compréhension, méthodologie, attentes, qualités, défauts, absences, relations avec d'autres écrits (...)» (Legendre, 1993 : 42-43). Précisément reliée à cette étape de l'anasynthèse, l'analyse est l'«identification et [la] cueillette de données pertinentes (composantes et relations) au sein d'un ensemble soumis à l'étude» (ibid. : 53).

Selon Grawitz (1990 *in* Rocque, 1994 : 46), les techniques d'étude de documents privilégiées lors de cette étape d'analyse sont «les analyses de textes, de contenu, du discours, linguistique, automatique, lexicologique ou structurale». Aussi, la technique majeure, utilisée dans le cadre de recherches fondamentales ou théoriques est l'analyse de contenu,

parce qu'elle «se prête adéquatement à "tout matériel verbal de communication (...)» (ibid. : 702 *in* ibid.).

Quatre étapes permettent de réaliser cette étape d'analyse : les lectures préliminaires de la documentation, le choix et la définition des unités de classification, le processus de catégorisation et la description scientifique (Rocque, 1994 : 56-60). L'étape des lectures préliminaires de la documentation permet «de saisir le sens du contenu à analyser et de préciser le contexte de l'information fournie dans la documentation» (Legendre, 1988 : 24 *in* ibid. : 56). Élaboré par Maccia (1966) et adapté par Legendre (1979, 1981, 1988, 1993 *in* Rocque, 1994 : 58), le choix et la définition des unités de classification implique que chaque énoncé «peut être classé selon la nature quadripartite du message [où] l'information peut être : 1. formelle (F); 2. axiologique (A); 3. praxique (P); et 4. explicative (E) (...)» (Legendre, 1988 : 24 *in* ibid.). L'information de type formel définit le terme ou l'expression de l'unité d'analyse; l'information axiologique précise les finalités, les valeurs, les but ou objectif reliés à ce terme ou cette expression de l'unité d'analyse; l'information praxique permet d'identifier les pratiques de mise en oeuvre ou de réalisation de ce terme ou de cette expression; et enfin, l'information explicative permet d'ajouter des éléments de précision nécessaires à la compréhension des trois types d'information qui précèdent (Rocque, 1994 : 58-59).

En s'inspirant de L'Écuyer (1990), Rocque (1994 : 59-60) indique que le processus de catégorisation peut être réalisé par la lecture analytique de chaque document des unités d'analyse au regard des catégories relevées, en éliminant les catégories redondantes et en identifiant définitivement les catégories d'analyse pour enfin classer les unités.

L'étape d'analyse de contenu qui porte le nom de description scientifique consiste, selon Rocque (ibid. : 60), en un traitement qualitatif des données recensées qui permet d'identifier «les relations établies entre les différentes catégories , telles qu'elles apparaissent dans le contenu manifeste, et à effectuer un regroupement initial» qui permet d'en arriver à l'étape de synthèse.

L'étape de la synthèse est la suite logique de l'analyse réalisée, elle est la «structuration des composantes et des relations, [l']identification des carences, des contradictions et des incohérences possibles à remédier par un retour à l'analyse» (Legendre, 1993 : 53). En bref, la synthèse consiste «à tenter diverses solutions d'élaboration d'un

système inédit "selon laquelle est choisie la meilleure alternative"» (Silvern, 1972 : 6 *in* Rocque, 1994 : 62).

L'étape du prototype est le moment d'élaboration d'une version initiale d'un modèle qui sera ensuite soumis à des mises à l'essai ou processus de validation (Rocque, 1994 : 47-48).

L'étape de simulation est celle de la «mise à l'épreuve extérieure du prototype en le soumettant à des critères de qualité et à des confrontations avec la réalité» (Legendre, 1983 : 209 *in* Rocque, 1994 : 48). En d'autres mots, la simulation est la «vérification du prototype, vérifié et modifié jusqu'à saturation à l'interne, par des personnes compétentes et extérieures au processus de modélisation [et l'] évaluation de [la] validité, [de même que les] suggestions possibles d'amélioration et [de] possibilité de retours» (Legendre, 1993 : 53).

Enfin le modèle «représente la proposition théorique finale soumise aux utilisations ultérieures par la communauté de chercheurs du domaine» (Rocque, 1994 : 49).

En fait, la force de la méthode d'anasynthese se résume aux «boucles de rétroaction constante entre chacune des étapes du processus» (Rocque, 1994 : 50).

Pour l'élaboration de l'ensemble du projet, les banques de données consultées ont été les suivantes : ATRIUM, ERIC, MEDLINE, PSYCINFO, PSYCLIT, CINAHL et CURRENT CONTENTS.

Les descripteurs utilisés ont été : écologie et paradigme, écologie et théorie, écologie et modèle et écologie et méthodologie; approche systémique et recherche (*systems approach & research*); approche systémique et état de la question (*systems approach & state of the art*; *systems approach & literature review*); approche écosystémique (*ecosystemic approach*); approche humaniste et approche systémique (*humanistic & systems approach*); environnement et théorie et recherche (*environment & theory & research*); environnement et évaluation et méthodologie (*environment & assessment & methodology*).

Sur ATRIUM, les descripteurs suivants ont de plus été utilisés :écotoxicologie, toxicologie et environnement, écologie et évaluation du risque, analyse de risque.

4. Limites de la recherche

Tel que le mentionne Rocque (1999 : 48), «l'écologie humaine est actuellement un domaine en émergence» et notre recherche s'inscrit dans ce champ disciplinaire. Aussi, pour éviter de répéter les éléments problématiques qui ressortent de ce domaine, nos propositions doivent en tenir compte et, si possible, y apporter tout au moins une amorce de solutions.

Par ailleurs, le recours à des spécialistes du domaine de la statistique et, plus spécifiquement, de l'évaluation écologique du risque sera nécessaire, en ce qui a trait aux caractéristiques spécifiques de l'évaluation et de la caractérisation du risque. Notre recherche ne propose donc pas ces éléments spécifiques.

Chapitre troisième : un «cadre» de référence

La première synthèse des recommandations des auteurs pour l'élaboration de devis de recherche P-E, a révélé un ensemble incontournable de problèmes à résoudre. Aussi, les solutions proposées par les auteurs en écologie humaine n'ont pu être appliquées systématiquement.

Ce troisième chapitre représente le «cadre» de référence sur lequel s'appuieront nos propositions d'application de la seconde partie de cet ouvrage. Également, la présentation des éléments proposés par les auteurs en écologie humaine sera située au regard de notre cadre de référence.

Note au lecteur

Ce cadre de référence est le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque tel qu'utilisé dans le domaine de l'écotoxicologie.

Ce réseau fonctionnel a été constitué par anasynthèse et nous tenons à prévenir le lecteur que, même si certains aspects pratiques spécifiques ont été retranchés, dans un but d'allègement, l'information très spécialisée qu'il contient peut être rebutante.

Les éléments clés de ce cadre seront repris dans les chapitres suivants pour la transposition à l'écologie humaine. Par conséquent, le lecteur peut, s'il le désire, passer directement à la seconde partie de l'ouvrage (page 104).

1. L'évaluation écologique du risque

L'écotoxicologie est un domaine scientifique dont les études portent sur les effets toxiques des polluants (Butler, 1984 *in* Forbes & Forbes, 1994; Forbes & Forbes, 1994; Moriarty, 1983 *in* *ibid.*; Suter, 1993). Cette discipline scientifique est «résolument interdisciplinaire» (Cairns & Niederlehner, 1995 : 667), car ses principes se fondent notamment sur ceux de l'écologie, la chimie, la physiologie, la toxicologie, la biochimie et la biologie moléculaire (Forbes & Forbes, 1994 : 21). Elle est particulièrement en relation avec la toxicologie environnementale (Suter, 1993 : 17), c'est-à-dire que l'écotoxicologie peut être considérée comme une spécialisation de la toxicologie environnementale (*environmental toxicology*) (Klaassen & Eaton, 1991 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 3).

Les recherches en toxicologie environnementale visent «l'identification du risque relatifs à la production de nouveaux produits ou leur émission dans l'environnement» (Landis & Yu, 1995 : 251). De façon plus spécifique, Forbes & Forbes (1994) précisent que l'écotoxicologie a pour mission première «d'identifier, de quantifier et ultimement, de contrôler» les impacts des polluants (p.41). Ces auteurs indiquent également que les travaux menés dans ce domaine poursuivent les objectifs suivants : «générer des données qui pourront soutenir les décisions inhérentes à l'évaluation du risque et être utilisées dans la gestion de l'environnement (*environmental management*); rencontrer les exigences légales régissant le développement, la fabrication ou l'émission de substances potentiellement dangereuses; et développer des principes empiriques ou théoriques favorisant la compréhension des comportements et des effets de substances chimiques dans des systèmes vivants» (*ibid.* : 16).

Les écotoxicologues travaillent soit dans les universités ou instituts de recherche, dans l'industrie (secteur privé) ou au niveau gouvernemental (ministères); «tous contribuent au développement d'une large variété de tests (*test systems*) pour estimer la condition (*the fate*) et les effets des polluants sur les systèmes vivants» (*ibid.* : 27), toutefois, selon leur milieu d'appartenance, leur optique de travail (et les impacts...) prend (prennent) des proportions différentes.

Globalement, les définitions du concept d'**évaluation du risque** (*risk assessment*) sont de deux ordres, celles se rapportant à leur mesure proprement dite et celles se rattachant à leur gestion.

Ainsi, pour Suter (1993), il s'agit d'une «forme rigoureuse d'évaluation qui utilise les techniques quantitatives formelles pour estimer la probabilité des effets sur des caractéristiques (*endpoints*) bien définies, estimer les incertitudes; de plus, elle répartit (*partitions*) l'analyse du risque de la prise de décision en ce qui concerne la signification du risque et les choix d'actions» (p.19). L'évaluation du risque est également un «ensemble de méthodologies (...) concerné par l'estimation de la probabilité et de l'amplitude (*magnitudes*) d'événements non désirés» (ibid. : 16). En bref, il s'agit d'un «processus d'attribution de l'amplitude (*magnitudes*) et des probabilités aux effets adverses (*adverse effects*) résultant d'activités humaines ou de catastrophes naturelles» (ibid. : 3) ou d'un «processus dans lequel les données biologiques, de réponses-à-une-dose (*dose-response*) et d'exposition (*exposure*) sont combinées afin de produire une estimation qualitative ou quantitative de l'issue adverse (*adverse outcome*) d'une activité déterminée ou d'un agent chimique» (Scala, 1991 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 52). Volmer et ses collaborateurs (1988 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 52) définissent l'évaluation du risque comme étant «une méthode d'estimation de l'amplitude (*magnitude*) et de la probabilité d'effets destructeurs (*deleterious effects*) de substances *anthropogéniques* sur l'environnement».

L'évaluation du risque peut également être définie comme «un type spécifique d'**évaluation d'impact** (*impact assessment*) qui met l'accent sur les conséquences toxicologiques ou écotoxicologiques du développement, de la fabrication ou de l'émission de substances chimiques» (Forbes & Forbes, 1994 : 51). Dans ce cas, toutefois, elle s'inscrit du même coup dans **l'évaluation de l'impact environnemental** (*environmental impact assessment*) reliée au processus de prise de décisions gouvernementales (Osenberg & Schmitt, 1996; Suter, 1993). Pour Suter (1993 : 16) **l'évaluation du risque environnemental** (*environmental risk assessment*) est «une partie de l'évaluation du risque concernée par les événements (*events*) de l'environnement ou une partie de l'évaluation de l'impact environnemental dans laquelle les problèmes sont formulés en terme de risques». Suter (1993 : 503, 504) présente également deux types d'évaluation du risque : l'évaluation prédictive du risque et l'évaluation rétrospective du risque. Selon les auteurs, cette dernière peut aussi prendre le nom d'étude d'évaluation sur le terrain (*field assessment study*) (Osenberg & Schmitt, 1996).

Par ailleurs, l'évaluation du risque est aussi définie comme étant «une composante fondamentale du processus de prise de décisions environnementales (*environmental decisionmaking*)» (Suter, 1993 : 3), «d'un outil de gestion utilisé pour prendre des décisions

qui s'accompagnent d'incertitudes» Landis & Yu (1995 : 251). Cette conception de l'évaluation du risque rejoint alors l'**évaluation écologique du risque** telle que définie par Calabrese & Baldwin (1993 : v), c'est-à-dire en tant que «processus par lequel l'évaluateur (*ecological risk assessor*) (...) tente de fournir au gestionnaire de risques une évaluation la plus claire possible de l'impact d'une contamination de site(s)». À cet égard, Suter ajoute qu'«en pratique, l'évaluation écologique du risque consiste en une application de l'écotoxicologie aux décisions politiques (*application of the science of ecotoxicology to public policy*, 1993 : 17)».

L'évaluation écologique du risque (*ecological risk assessment*) peut cependant prendre la forme plus restreinte de «processus d'évaluation des effets écologiques adverses qui se produisent ou peuvent se produire suite à une exposition (*exposure*) à un ou plusieurs facteurs de stress (*stressors*)» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 282, 312). Elle est «le processus de définition et de quantification du risque (...) et d'identification de leur acceptabilité» (Suter, 1993 : 499). Plus généralement, l'évaluation écologique du risque est «l'étude du risque dans l'environnement naturel» (Barnthouse & Suter, 1986 *in* Suter, 1993 : 17).

En tant que réseau fonctionnel¹⁶, l'évaluation écologique du risque est «la première étape» d'un processus à long terme de développement de procédures (*guidelines*) incorporant les principes écologiques d'évaluation pour l'Agence de Protection de l'Environnement (EPA : *Environmental Protection Agency*), aux États-Unis (Norton, Rodier, Gentile, Troyer, Landry et Van der Schalie, 1995 : 704, 711; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 279). Ce réseau fonctionnel «offre une structure simple et flexible pour réaliser une évaluation écologique du risque (...)» dans le cadre des travaux réalisés par l'EPA (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 279). En offrant des principes généraux pour mener des évaluations de risques, ses auteurs indiquent clairement que leurs propositions servent de guides et qu'elles ne sont pas des règlements fixes (Norton et al., 1995 : 703).

De façon générale, les buts de l'évaluation écologique du risque sont «de contribuer à la protection et la gestion de l'environnement sur la base d'une évaluation scientifique des effets écologiques des activités humaines» (Suter & Barnthouse, 1993 : 21), la protection de

¹⁶ Malgré le fait que certains auteurs tel Suter (1993) y réfèrent à titre de «Cadre conceptuel», l'appellation retenue pour désigner l'«*Ecological Risk Assessment framework*» est «Réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque». Les raisons de notre choix seront présentées plus loin.

l'écosystème (Calabrese & Baldwin, 1993 : 62), et «de quantifier les expositions (*exposures*), les effets et les risques» (Suter & Barnthouse, 1993 : 34).

Dans le même ordre d'idées, «les recherches en écotoxicologie fournissent les bases quant aux stratégies d'évaluation du risque à privilégier de même que pour la prise de décision relative à l'environnement» (Forbes & Forbes, 1994 : 20). En d'autres mots, l'évaluation du risque se caractérise par une évidente interdisciplinarité et un lien étroit avec les décideurs et gestionnaires.

2. Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque

Un réseau fonctionnel est un «réseau notionnel [c.-à-d. un champ notionnel dont les termes interreliés forment un tout] illustrant l'emplacement et la fonction de chacune des composantes interreliées d'un cheminement, d'une démarche, d'un déroulement, d'un procédé et d'un processus en vue d'une conclusion, d'une décision, d'un produit ou d'un résultat» (Legendre, 1993 : 1113).

Le «cadre de travail» proposé par l'EPA (*Ecological Risk Assessment framework*), repris ou nuancé par d'autres auteurs peut ainsi prendre l'appellation de réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque, par sa structure d'ensemble et les buts qu'il poursuit. Par conséquent, nous rejetons l'appellation cadre conceptuel pour désigner ce réseau fonctionnel puisqu'il ne se limite pas aux seuls concepts clés servant à préciser un domaine ou un cadre théorique (Legendre, 1993 : 155).

Le réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque que nous présenterons ici (illustré par la Figure 2) constitue la synthèse des réseaux fonctionnels ou des propositions émises par les auteurs préoccupés de l'étude écologique du risque, que ce soit en écologie des paysages (*landscape ecology*), en écotoxicologie, etc. Par ailleurs, compte tenu de la clarté du réseau fonctionnel proposé par l'EPA, ce dernier servira de trame de fond à notre synthèse.

Le réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque proposé par l'EPA est notamment issu du raffinement de celui développé par l'Académie Nationale des Sciences américaine (NAS : *National Academy of Sciences*) afin «de s'appliquer spécifiquement à l'estimation du risque posé par des facteurs de stress à des systèmes écologiques» (Landis & Yu, 1995 : 253). Comme le domaine de l'évaluation écologique du risque est en émergence (Bartell et al., 1992 *in* Osenberg & Schmitt, 1996; Osenberg & Schmitt, 1996; Suter, 1993), ces auteurs expliquent «qu'il est clair que leur cadre de travail va évoluer à partir du moment où l'expérience de son application s'accroît aux différents types d'évaluations écologiques du risque» (Norton et al., 1995 : 704).

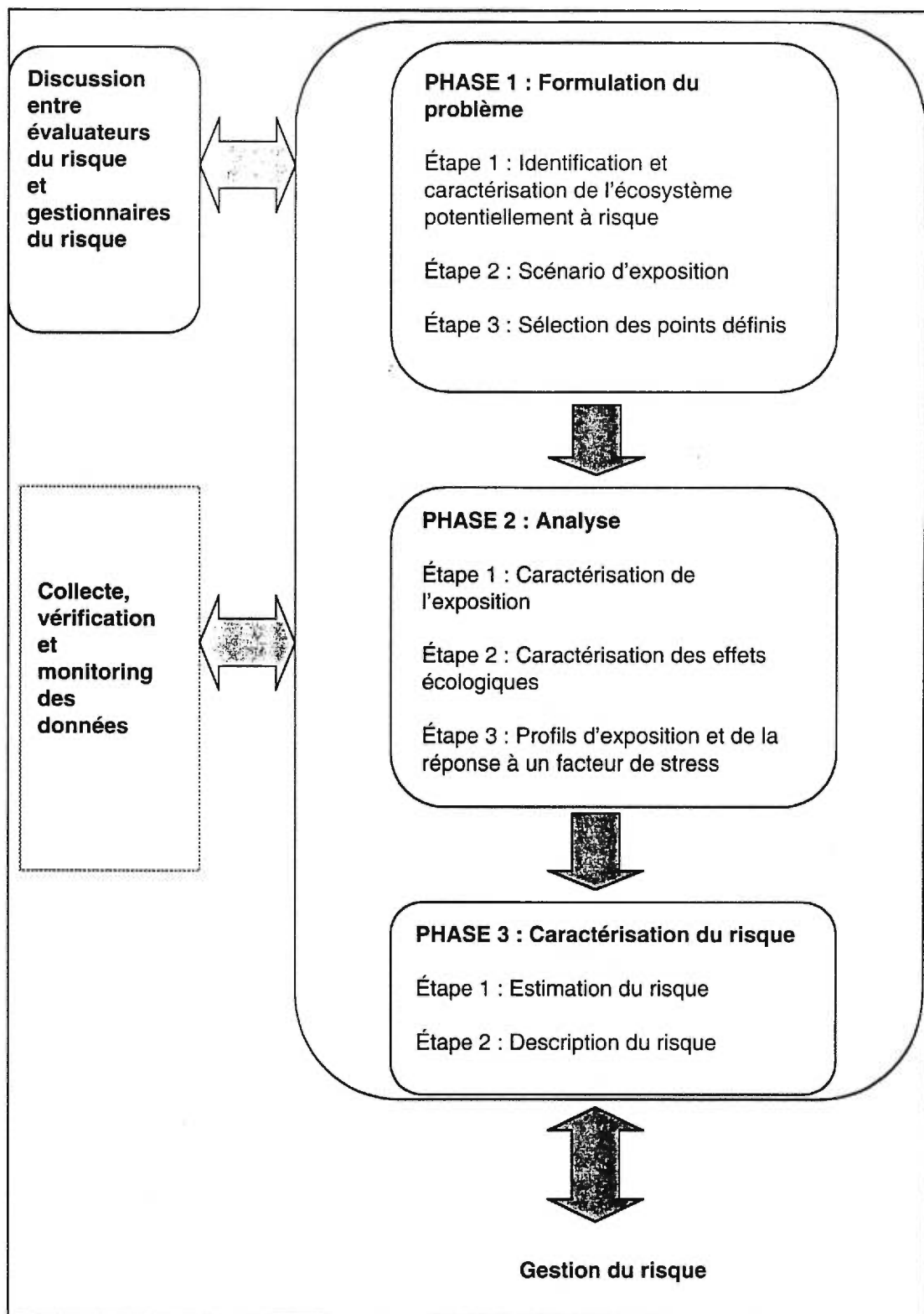


Figure 2 : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque

Les composantes principales d'une évaluation écologique du risque sont «l'estimation du danger (*hazard*) et des expositions à des facteurs de stress» (Landis & Yu, 1995 : 252). De même, pour Calabrese & Baldwin (1993 : 7), ce processus d'évaluation, qu'il implique ou non des êtres humains, «inclut une composante d'évaluation d'une exposition». Pour Suter (1993 : 3), il «implique l'identification des dangers (...), l'utilisation de tests (*testing*), de méthodes d'évaluation (*measurement*) et de modèles mathématiques ou statistiques pour quantifier les interrelations entre les événements déclencheurs et leurs effets».

Trois grandes phases caractérisent le réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque de l'EPA : la formulation du problème, l'analyse et la caractérisation du risque (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995; Landis & Yu, 1995; Norton & al. 1995). Le réseau fonctionnel proposé par l'EPA est illustré dans l'Annexe II.

Dans le paradigme d'une évaluation écologique prédictive du risque, Suter (1993 : 49-50) présente à peu près les mêmes phases que l'EPA : définition du danger, évaluations de l'exposition et des effets, caractérisation du risque, gestion du risque. Bien qu'il ne précise pas de phases d'analyse spécifiques, l'auteur présente plutôt les deux étapes d'une deuxième phase (c.-à-d. évaluations de l'exposition et des effets). Enfin, Suter inclut la gestion du risque (*risk management*) dans son réseau fonctionnel. Le réseau fonctionnel proposé par Suter est illustré dans l'Annexe III.

Pour l'étape de la gestion du risque, l'EPA précise qu'il s'agit d'un processus distinct de l'évaluation écologique du risque, qu'il comporte toutefois certaines interfaces et que le processus mène à une gestion du risque, idéalement plus efficace (Norton et al., 1995 : 705).

Pour leur part, Calabrese & Baldwin (1993 : 3) précisent que les composantes du processus d'évaluation écologique du risque sont les mêmes que celle de l'évaluation du risque pour les humains (*human risk assessment*) : l'évaluation du danger, l'évaluation de l'exposition, l'estimation de la réponse-à-une-dose et la caractérisation du risque. Pour ces auteurs, la procédure d'évaluation du risque se révèle une aide précieuse pour la prise de décisions des gestionnaires (*ibid.* : vi). Enfin, comme pour les propositions de Suter, il est possible d'inclure ces phases de l'évaluation écologique du risque dans les étapes proposées par l'EPA.

Dans cette section, les trois phases du réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque seront présentées. Chacune d'elles comporte des étapes d'application particulières qui, même si elles peuvent varier légèrement d'un auteur à l'autre, permettent de clarifier la démarche.

Deux autres éléments sont omniprésents dans la démarche globale d'évaluation écologique du risque. À des degrés différents, selon les étapes de chaque phase, un lien entre les gestionnaires et les évaluateurs est inévitable d'une part, et d'autre part les collecte, analyse et monitoring des données (data acquisition, verification et monitoring) sont nécessaires, pour mener à bien chacune des étapes de chaque phase. Dans ce contexte, les éléments concernant la gestion du risque (*risk management*) seront également précisés.

2.1. Le lien entre gestionnaires et évaluateurs

Afin notamment de planifier une évaluation écologique du risque, une discussion entre gestionnaires et évaluateurs doit avoir lieu dès le départ. Pour l'EPA, ce dialogue «représente un moyen constructif d'atteindre (*achieving*) à la fois les buts sociaux et scientifiques» (1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 288). La mise en commun des visions respectives des gestionnaires et des scientifiques «est nécessaire afin de permettre une utilisation adéquate des ressources pour produire des évaluations de risques scientifiquement solides (*sound risk assessments*) et pertinentes tant pour les décisions relatives à la gestion qu'en lien avec les intérêts du public (*public concerns*)» (ibid.). Norton et al. indiquent clairement que «décideurs de programmes (ou gestionnaires de risques) ont un rôle dans l'identification : 1) de la visée (*scope*) de l'évaluation écologique du risque, lors de la [phase de] formulation du problème; et 2) des options législatives (*regulatory options*), en considérant à la fois les intérêts écologiques et sociopolitiques, lors de la phase de communication entre l'évaluation du risque et la gestion du risque [étape intermédiaire entre la phase 3 et la gestion du risque]» (1995 : 713).

Ainsi, cette étape préalable de discussion entre l'évaluateur de risques et le gestionnaire de risques représente la première interface entre ces deux processus (Norton et al., 1995 : 705). «L'interaction entre l'évaluateur de risques et le gestionnaire de risques pourra contribuer à rendre opérationnels les buts [sociaux et scientifiques] dans une évaluation de risques (*can aid in consolidating these goals into definable components of a risk assessment*, Landis & Yu, 1995 : 254).»

2.2. Collecte, vérification et monitoring des données (*data acquisition, verification and monitoring*)

L'EPA distingue l'acquisition des données, qui est à l'extérieur du processus d'évaluation écologique du risque, de l'analyse des données, qui en est une partie intégrante (Norton et al., 1995 : 705). En effet, «la collecte additionnelle de données est souvent nécessaire pour compléter une évaluation écologique du risque, et le besoin de données additionnelles peut être déterminé à tout moment dans le processus d'évaluation du risque» (ibid.). Pour les auteurs de l'Agence américaine de Protection Environnementale, la vérification et le monitoring servent de chiens de garde pour l'ensemble de la démarche d'évaluation écologique du risque (US EPA, 1992 *in* Norton et al., 1995 : 705; ibid. *in* Landis & Yu, 1995 : 280). En fait, «les études de vérification peuvent être utilisées pour valider les prédictions d'une évaluation spécifique de risques» mais également pour déterminer l'efficacité de la démarche; le monitoring d'effets écologiques ou d'exposition «peut desservir le processus de vérification et suggérer l'ajout de nouvelles données (...) » ou toute modification de méthodes ou d'analyses qui permettrait d'améliorer les recherches ultérieures réalisées dans ce cadre (ibid.).

2.3. Phase 1 : La formulation du problème.

La première phase d'une évaluation écologique du risque est la formulation du problème (*problem formulation*) (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 284, 287; illustrée dans l'Annexe II). De façon générale, elle peut être définie comme «un processus de planification et de détermination des buts reliant les visées des gestionnaires ou décideurs politiques à celles de l'évaluation du risque» (Norton et al., 1995 : 705). Cette «étape de planification systématique identifie les éléments principaux qui doivent être considérés lors de l'étude et est reliée aux contextes politique et législatif (*regulatory*) de l'évaluation» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 287). En bref, la formulation du problème est une phase de l'évaluation écologique du risque dans laquelle «sont déterminés les buts, l'ampleur et la cible de l'évaluation du risque» (ibid. *in* ibid.). Pour parler de cette première phase, Scala (1991 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 52) utilise le terme identification du danger (*hazard identification*); toutefois, la seconde définition qu'il en donne permet plutôt d'inclure cette composante parmi les étapes de la phase de formulation du problème. Enfin, pour Suter (1993 : 49), cette phase prend le nom de définition du danger (*hazard definition*) ou d'identification du danger (*hazard identification*), qui se compose d'un «ensemble d'activités préliminaires qui permettront de

définir clairement le danger à évaluer» et se définit comme un «processus d'identification des composantes considérées à risque» (ibid. : 50); en bref, il s'agit de trois étapes en interrelation (Annexe III).

La phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque implique trois grandes étapes permettant de préciser les orientations des études. Ces étapes sont :

1) d'identifier et de caractériser l'écosystème potentiellement à risque. Cette étape implique :

a) de caractériser les facteurs de stress, en considérant les effets écologiques;

et

b) de décrire l'environnement et d'identifier les estimations de la provenance d'émissions polluantes et de leur répartition spatio-temporelle;

2) de suggérer un scénario d'exposition; et

3) de sélectionner les points définis, c'est-à-dire les caractéristiques des composantes écologiques qui peuvent être affectées par une exposition à un facteur de stress. Cette étape suppose d'abord :

a) de déterminer les points définis d'évaluation, c'est-à-dire les valeurs de l'environnement, puis

b) d'identifier les points définis de mesure, ou les réponses mesurables des valeurs de l'environnement.

La phase de formulation du problème doit se terminer par un modèle conceptuel (*conceptual model*) «qui identifie les éléments de l'environnement que l'on veut protéger, le type de données nécessaires et le type d'analyse privilégié» (Norton et al., 1995 : 705; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 280). En fait, ce modèle conceptuel spécifique pour l'évaluation écologique du risque doit rendre compte des étapes réalisées dans cette première phase pour assurer la transition à la seconde phase, soit la phase d'analyse.

Même si elles sont souvent réalisées isolément, les premières étapes de cette phase doivent être coordonnées (Suter, 1993 : 49), car les évaluations en découlent systématiquement lors de la seconde phase. L'EPA parle d'un processus interactif (Norton et al., 1995 : 705-706; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 289); Landis & Yu, d'un processus itératif (1995 : 254).

2.3.1. Étape 1 : L'identification et la caractérisation de l'écosystème potentiellement à risque

L'identification de l'écosystème potentiellement à risque est incluse dans la démarche de formulation du problème (Landis & Yu, 1995 : 254). En fait, il s'agit de la première étape de la phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque.

Norton et al. précisent que «l'écosystème dans lequel les effets se produisent va fournir le contexte de l'évaluation [et que les] connaissances de cet écosystème potentiellement à risque vont permettre l'identification des éléments écologiques (c.-à-d. individus, populations, communautés...) pouvant être affectés de même que les interactions pertinentes au développement de scénarios d'exposition» (1995 : 706).

Par conséquent, une fois l'écosystème de l'étude ciblé, il faut en délimiter les composantes et leurs interactions. Dans un premier temps, cet exercice implique la caractérisation des facteurs de stress qui tient compte des effets écologiques susceptibles de clarifier la formulation du problème. La caractérisation de l'écosystème implique également une description claire de l'environnement en prenant soin d'identifier les estimations de la provenance d'émissions polluantes et de leur répartition spatio-temporelle.

2.3.1.1. La caractérisation des facteurs de stress

La caractérisation de l'écosystème potentiellement à risque nécessite de «rassembler de l'information sur les caractéristiques d'un facteur de stress (...) de même que [sur] les effets écologiques pouvant en résulter» (ES EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 289).

De façon générale, les facteurs de stress (*stressors*) peuvent être de natures physique, chimique (ibid. *in* ibid.) ou biologique (Landis & Yu, 1995 : 254). Outre leurs types, les facteurs de stress peuvent être caractérisés par d'autres items, il s'agit de leur intensité (concentration ou dose ou amplitude), leur durée (court terme ou long terme), leur fréquence (événement isolé, épisodique ou continu), leur *timing* (action relative aux cycles biologiques) et leur échelle (*scale* : hétérogénéité spatiale et son étendue) (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 289).

Peu importe la manière dont ils causent des effets adverses, les facteurs de stress qui seront choisis pour d'éventuelles évaluations lors de la phase d'analyse (phase 2) seront «uniquement ceux que l'on considère comme contribuant le plus au risque» (*only those that*

are considered most likely to contribute to risk are selected for further evaluation in the analysis phase; Norton et al., 1995 : 707).

Toutefois, pour identifier les caractéristiques de facteurs de stress, encore faut-il saisir ce qui est entendu par «facteur de stress» dans ce contexte. Aussi, selon les auteurs et leurs intérêts spécifiques de recherches, tant dans le domaine de l'écotoxicologie que les autres domaines où peut être réalisée une évaluation écologique du risque, plusieurs termes reliés au «facteur de stress» sont utilisés en alternance ou de façon récurrente. Cette section a donc pour but de clarifier ces écarts ou ces recouvrements terminologiques.

Selon les définitions recensées, il semble que les termes **polluant** (*pollutant*) et **facteur de stress** (*stressor*) soient synonymes.

En effet, de façon générale, un polluant est un altéragène de nature physique, chimique ou biologique nuisant à une partie ou à l'ensemble d'un écosystème (Amavis, 1981 : 91 *in* Rocque, 1994 : 241). Qu'il soit défini en termes de substance ou de résidu (respectivement par Odum, 1971 : 432, en s'appuyant sur la définition du CPNAS, 1966 et Moriarty, 1983 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 8), le polluant a un «effet destructeur sur les organismes vivants» (*deleterious effect on living organisms*; Moriarty, 1983 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 8). En ce sens, il est «un agent potentiellement nuisible» présent dans l'environnement (Suter, 1993 : 503).

Dans le même ordre d'idées, l'EPA privilégie plutôt le terme facteur de stress qu'elle définit comme étant «toute entité chimique, physique ou biologique pouvant provoquer un effet adverse» sur des individus, des populations, des communautés ou des écosystèmes (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 279, 281; Norton et al., 1995 : 704). Cette «substance, circonstance ou champ d'énergie, a un impact positif ou négatif sur un système biologique» (Landis & Yu, 1995 : 252). Quant à cette dernière définition, Landis & Yu réfèrent à toutes les formes possibles de facteurs de stress, dont ceux ayant un impact négatif ou nuisible qui peuvent alors être considérés comme l'équivalent de polluants. Ainsi, il semble qu'en soi, un facteur de stress ne pose pas de risques pour un environnement et que, c'est seulement lorsqu'une exposition a lieu, que les risques peuvent être présents et des effets nuisibles.

Un facteur de stress peut être un polluant et vice-versa. Ce constat s'applique également aux termes **toxine** (*toxin*) et **substance toxique** (*toxicant*). En effet, Forbes & Forbes définissent les toxines ou les substances toxiques comme étant des «polluants ayant

des effets toxiques directs, c'est-à-dire qui peuvent interrompre les structures et fonctions physiologiques (moléculaires ou biochimiques)» (1994 : 13). De façon spécifique, une toxine fait référence à une substance toxique produite par un organisme vivant, alors que le terme substance toxique représente un terme général utilisé pour parler d'un poison (Hayes, 1991 *in* *ibid.*).

Dans tout écosystème, l'action d'un ou plusieurs facteurs de stress ou de polluants peut être qualifiée de **stress** ou de **pollution**. Ainsi, la pollution est un «changement indésirable dans les caractéristiques physique, chimique ou biologique (...) qui peut ou nuire [à la vie humaine ou à d'autres espèces vivantes]» (CPNAS, 1966 *in* Odum, 1971 : 432) ou une «modification défavorable de l'environnement par les activités humaines» (Brewer, 1988 : 95, 861). Pour sa part, Suter définit la pollution comme étant «l'émission, dans l'environnement, d'un agent chimique, physique ou biologique qui a le potentiel d'endommager la santé d'organismes humains ou non humains» (1993 : 503). De la même manière, Kelly & Harwell définissent le stress comme étant «un agent ou une action (...) qui affecte un écosystème au-delà de sa condition normale ou de sa dynamique» (1989 *in* Holl & Cairns, 1995 : 185). À cet effet, Holl & Cairns indiquent que les termes «interférence et perturbation» en sont les synonymes (*disturbance and perturbation*; *ibid.*). De façon générale, la pollution est une «introduction directe ou indirecte de polluants dans un milieu déterminé et le résultat de cette action» (Rocque, 1994 : 241). Le stress est une condition empêchant un organisme de réaliser son potentiel génétique (Begon, Harper & Townsend, 1996 : 968); il est une condition induite dans l'organisme par une force quelconque (*ibid.*). Pour Suter, le stress est «une cause proximale d'un effet adverse sur un organisme ou un système» (1993 : 505). En d'autres mots, tant la pollution que le stress peuvent être définis comme étant une force ou une condition contraignante, inhibitrice, pour un organisme vivant.

L'**exposition** d'un organisme à un polluant, de quelque nature soit-il, vient préciser l'effet négatif ou inhibiteur d'un facteur de stress. En général, le terme «exposition» (*exposure*) est utilisé pour indiquer le «processus par lequel un organisme acquiert une dose» ou «par lequel les concentrations spatiales et temporelles d'une substance chimique dans l'environnement sont convertis en une dose» (Suter, 1993 : 153, 500). Pour l'EPA, la «co-action de, ou le contact (*co-occurrence of or contact...*) entre un facteur de stress et une composante écologique» définit l'exposition (1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312). Enfin, Landis &

Yu ajoutent que l'exposition est «une mesure de la concentration ou de la persistance d'un facteur de stress à l'intérieur d'un système défini (*concentration or persistence of a stressor within the defined system*; 1995 : 252).

Lorsque «la concentration d'un contaminant [a lieu] dans un organisme ou un organe ou un tissus spécifiques», il s'agit d'une exposition interne (Suter, 1993 : 500). Une exposition est dite externe lorsque «la distribution spatio-temporelle de la concentration d'un contaminant est en interface avec les organismes» (*temporal and spatial distribution of a contaminant at the interface with organisms*; *ibid.*). Une «exposition brève à un facteur de stress ou les effets d'une telle exposition» est qualifiée d'aiguë (*acute exposure*) (*ibid.* : 497). Une exposition aiguë peut être instantanée, ponctuelle, ou elle peut être continue, allant de quelques minutes à quelques jours (*ibid.*).

En écotoxicologie et dans les disciplines apparentées, le terme **dose** est par ailleurs largement utilisé. Une dose est «la mesure d'une exposition intégrale» (Suter, 1993 : 498) ou «un montant quantifiable d'une substance chimique introduite dans un organisme» (Forbes & Forbes, 1994 : 107). Elle peut être également synonyme de concentration ou de «concentration nominale d'exposition» (*nominal exposure concentration*; *ibid.* : 106-107).

Le résultat d'une exposition à un polluant se nomme **effet**. De façon spécifique un effet est l'équivalent du terme **réponse**, sauf que ce dernier est «utilisé lorsque l'emphase porte sur la réaction d'un organisme à une substance chimique» (*ibid.* : 504). Un effet indique «un changement dans l'état ou la dynamique d'un organisme ou de tout autre système écologique résultant d'une exposition à un facteur de stress» (*ibid.* : 499). Dans cette optique, effet et pollution sont quasi-synonymes.

Deux types d'effets adverses peuvent caractériser un facteur de stress, il s'agit des effets directs et indirects. Un effet est qualifié de direct lorsque le facteur de stress interagit directement avec une composante écologique (individu, population, communauté ou écosystème) (Norton et al., 1995 : 707) et «non par les effets [de ce facteur de stress] sur les autres composantes d'un écosystème» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312). Un effet est qualifié d'indirect lorsque l'incidence des effets porte sur des éléments du milieu (comme par exemple, la nourriture ou l'habitat) sur lesquels dépend l'individu ou la population ou la communauté ou l'écosystème (Norton et al., 1995 : 707) ou, en d'autres mots, «lorsque le facteur de stress agit sur les composantes de soutien d'un écosystème qui, à leur tour, ont un effet sur la composante écologique à l'étude» (*an effect where the stressor acts on supporting components of the ecosystem, which in turn have an effect on the ecological component of*

interest, US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312). Enfin, «tout impact sur un niveau d'organisation d'un écosystème» est considéré comme étant un effet écologique (Landis & Yu, 1995 : 257).

Par ailleurs, il appert que la relation entre dose et effet – ou relation dose-effet (*dose-effect relationship*) – soit fondamentale en toxicologie (Amdur et al., 1991 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 106). Cette situation peut expliquer, en partie, que l'évaluation de la toxicité (*toxicity assessment*) ou de réponse-à-une-dose (*dose-response assessment*) soit utilisée dans la phase d'analyse d'une évaluation écologique du risque qui porte alors le nom d'évaluation des effets (*effects assessment*). La relation dose-effet peut également être définie comme étant «le temps requis pour produire un effet spécifique selon une dose ou une concentration donnée» (*as the time to elicit a specified effect at a fixed dose (or concentration)*; Forbes & Forbes, 1994 : 107).

Selon, Suter la **toxicité** est une réponse ou «un effet dommageable (*harmful*) produit par l'exposition d'un organisme à une substance chimique»; à l'inverse, elle est «la propriété d'une substance chimique causant des effets dommageables aux organismes» (1993 : 505). En d'autres mots, une substance toxique (*toxicant*) est le matériel qui produit l'effet de toxicité; inversement, la toxicité est le propre d'un matériel produisant un effet dommageable sur un système biologique (Landis & Yu, 1995 : 17). De façon générale, la toxicité est «une expression de l'interaction entre le matériel vivant et son environnement» (Cairns & Niederlehmer, 1995 : 667).

Selon Landis & Yu, plusieurs facteurs peuvent affecter la toxicité des substances toxiques (1995 : 115). Parmi les principaux facteurs qui influencent la réponse des animaux ou des êtres humains à la toxicité d'un polluant se trouvent «les facteurs génétiques, les facteurs développementaux, l'état de santé, [les habitudes de vie ou] les comportements et les variations liées au sexe» (Hodgson, 1980 *in* *ibid.* : 123).

Le **danger** (*hazard*) est le «potentiel d'un facteur de stress de causer des effets particuliers à un système biologique» (Landis & Yu, 1995 : 252). En toxicologie environnementale, il est «le potentiel d'exposition d'organismes à des substances chimiques présentant des concentrations potentiellement toxiques» (Suter, 1993 : 501). Enfin, le danger est un «état pouvant résulter en un événement non désiré, [il est] la cause du risque» (*ibid.*).

Dans cette optique, le **risque** (*risk*) est «la probabilité d'un effet non désiré» (Suter, 1990 *in* Suter & Barnthouse, 1993 : 44; Suter, 1993 : 504; Suter & Barnthouse, 1993 : 27) dont le sens peut varier selon le type d'évaluation (Suter, 1990 *in* Suter & Barnthouse, 1993 : 44). En d'autres mots, le risque est «une combinaison de l'exposition et des effets exprimés en termes de probabilité» (Landis & Yu, 1995 : 252). Dans le cas où l'effet est gradué (*graded effect*), le risque est alors défini comme étant «la relation entre l'ampleur de l'effet et sa probabilité d'action» (*the relationship between the magnitude of the effect and its probability of occurrence*; Suter & Barnthouse, 1993 : 27). Enfin, Suter précise que dans le cas où «le niveau d'effet est traité en tant que variable intégrale (*integer variable*) [ou nombre entier], le risque est [alors] le produit de la probabilité et de la fréquence de l'effet» (1993 : 504).

En écotoxicologie et dans les autres disciplines scientifiques reliées à l'évaluation écologique du risque, le terme risque réfère à la probabilité de l'action des effets d'un facteur de stress. Par conséquent, les calculs qui permettront d'en arriver à caractériser le risque – phase trois du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque – doivent tenir compte des incertitudes. Une **incertitude** est à la fois une «connaissance imparfaite concernant l'état présent ou futur d'un système à l'étude» et «une composante du risque résultant d'une connaissance imparfaite du degré de danger ou de ses patterns d'expression spatio-temporels» (Suter, 1993 : 505).

2.3.1.2. La caractérisation des effets écologiques

Dans le but de contribuer à la clarification du problème, une première caractérisation des effets écologiques attendus ou observés (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 287) doit être réalisée.

De façon générale, ces effets se définissent au regard des interactions entre les facteurs de stress et les composantes de l'écosystème. À ce sujet, Landis & Yu indiquent que «toutes ces interactions peuvent être considérées comme des effets écologiques potentiels» (1995 : 257).

Les informations disponibles quant aux effets écologiques aideront à préciser les facteurs de stress que l'on souhaite évaluer et les composantes écologiques que l'on devrait considérer (Norton et al., 1995 : 706). Les sources d'informations peuvent varier; elles peuvent notamment provenir d'observations ou d'expérimentations sur le terrain (*field observations*; *field tests*), ou de tests en laboratoire (*laboratory tests*) (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 290).

2.3.1.3. La description de l'environnement

L'étape d'identification et de caractérisation de l'écosystème de la phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque implique une description de l'environnement. Pour Suter (1993 : 55), une description de l'environnement suppose de délimiter cet environnement – d'en circonscrire les limites (*boundaries*) – et «de caractériser les éléments et processus qui surviennent à l'intérieur de ces limites».

De plus, Suter (1993 : 54) indique que le type d'évaluation implique soit le recours à un environnement actuel, soit le recours à un environnement de référence.

Ainsi, pour les évaluations du développement d'individus ou d'émissions de polluants, le type d'environnement est un «milieu actuel».

Pour les «évaluations génériques de technologies ou de substances chimiques, l'environnement de référence sera représentatif des milieux (*sites*) où aura lieu l'émission de polluants» (ibid). Dans ce contexte, l'environnement de référence est utilisé à titre de comparaison dans les études de monitoring; à tort, il est souvent nommé milieu de contrôle (*often incorrectly referred to as a control site*; ibid. : 504).

2.3.1.4. L'identification des «termes» de la provenance des émissions de polluants

Parmi les éléments qui doivent être caractérisés dans l'écosystème faisant l'objet d'une évaluation écologique du risque se trouve ce que Suter nomme les *source terms*. Il s'agit d'estimations reliées à la provenance et la répartition spatio-temporelle des polluants.

De façon spécifique, ces termes sont des «estimations de la quantité de polluants émis d'une source ou d'un ensemble de sources et de leur répartition (*pattern*) spatio-temporelle» (Suter, 1993 : 55, 504).

Suter indique que la précision (*accuracy and precision*) de l'estimation la provenance des émissions polluantes peut varier considérablement, selon qu'il s'agit d'émissions directes ou d'émissions indirectes (ibid. : 55-56). En effet, il semble que les émissions directes de polluants sont généralement mieux caractérisées que les émissions indirectes; et qu'il en est de même pour les émissions polluantes de routine (*routine emissions*) par opposition aux émissions irrégulières (*irregular emissions*) (ibid.). Enfin, pour Suter, les meilleures estimations prennent appui sur des évaluations d'émissions polluantes de sources similaires ou concernant des produits similaires (ibid. : 56). Toutefois, peu importe leur degré de précision,

ces termes comprennent un part certaine d'incertitude qu'il faudra considérer lors des phases suivantes (ibid.).

2.3.2. Étape 2 : le scénario d'exposition (*exposure scenario*)

Un scénario d'exposition est le résultat de l'étape d'identification et de caractérisation de l'écosystème à l'étude. Il est un «ensemble d'hypothèses (*assumptions*) sur la manière dont une exposition peut prendre forme, en tenant compte du milieu (*exposure setting*) et des caractéristiques des facteurs de stress et des activités pouvant mener à cette exposition» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312).

Cette étape suppose donc que l'exposition d'un organisme à une substance toxique soit présentée sous la forme de scénarios qui consistent en «une description qualitative» du contact des composantes écologiques avec un facteur de stress ou de leur action simultanée (*co-occurrence*) (ibid. *in* ibid. : 292).

Chaque scénario doit préciser le facteur de stress en question, le type de système biologique ainsi que les principales composantes écologiques en jeu. Il doit de plus indiquer la manière dont le facteur de stress va toucher (*contact*) ou interagir avec le système, et situer les échelles spatiales et temporelles dans lesquelles se déroulent ces actions (ibid.).

2.3.3. Étape 3 : la sélection des points définis (*choose endpoints; endpoint selection*)

Un point défini¹⁷ (*endpoint*) est «une caractéristique d'une composante écologique qui peut être affectée par une exposition à un facteur de stress» (Suter, 1990 *in* Norton et al., 1995 : 706; *in* US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 290).

Un point défini d'évaluation (*assessment endpoints*) est «une expression formelle des valeurs environnementales que l'on souhaite protéger» (Cairns & Niederlehner, 1995 : 668; Suter, 1989 *in* Suter & Barnthouse, 1993 : 22) ou une «expression explicite» de ces valeurs de l'environnement (Norton et al., 1995 : 707; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 290, 312). Il s'agit d'un «produit final de la phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque» (Norton et al., 1995 : 705). Aussi, «compte tenu de la diversité du monde biologique et des multiples valeurs que la société y attribue, il n'existe pas de liste universelle des points définis d'évaluation» (Suter & Barnthouse, 1993 : 22).

Les points définis de mesure (*measurement endpoints*) sont des «réponses mesurables à un facteur de stress reliées aux points définis d'évaluation choisis» (Suter, 1990 *in* Norton et al., 1995 : 707; *in* US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 290). Ces «caractéristiques écologiques mesurables (...) reliées aux points définis d'évaluation (...) sont souvent considérées comme des résumés statistiques ou arithmétiques des observations contenues dans la méthode d'évaluation» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312).

Pour Suter, les points définis de mesure sont des «expressions formelles de résultats de la mesure d'un indicateur» (1993 : 502). Dans le même sens, Suter & Barnthouse (1995 : 24) indiquent qu'il s'agit d'une «expression formelle, habituellement quantitative, des résultats à un test de toxicité ou au monitoring d'un indicateur». Cairns & Niederlehner parlent de «l'expression d'une réponse à un danger observée ou mesurée» (1995 : 668). Ces auteurs indiquent également que les points définis de mesure représentent «une étape de plus pour opérationnaliser les buts de la société (*societal goals*)» (*ibid.*).

Enfin, Landis & Yu précisent qu'ils «peuvent être virtuellement n'importe quels aspects d'un écosystème pouvant fournir un portrait plus complet du statut d'une caractéristique d'évaluation» (1995 : 258).

¹⁷ Point défini est le terme retenu pour traduire l'expression *endpoint*.

Un point défini de mesure est précisément «une caractéristique d'un système écologique pouvant être reliée à un point défini d'évaluation» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 291). En ce sens, l'EPA ne le définit pas comme étant un indicateur parce que ce dernier peut prendre différents sens en plus de ne pas nécessairement être en lien avec un point défini d'évaluation.

Que ce soit pour la sélection de points définis d'évaluation ou de points définis de mesure, Suter & Barnthouse (1993 : 22) identifient cinq critères que doit satisfaire tout point défini. Cairns & Niederlehner (1995 : 668-669) en identifient 16 en prenant appui sur plusieurs auteurs (Suter, 1990; Macek, Birge, Mayer, Buikema, Maki, 1978; Hammons, 1981; Kelly & Harwell, 1989; Hunsaker & Carpenter, 1990). Voici un résumé des critères communs à ces auteurs :

1) pertinence sociale, c'est-à-dire que le point défini sélectionné doit correspondre aux valeurs de la société de même qu'aux buts politiques;

2) pertinence biologique, car un élément qui s'avère pertinent au niveau du maintien de l'intégrité de la vie ne l'est pas toujours aux yeux de la société;

3) mesurable, c'est-à-dire qu'il doit être opérationnellement défini afin d'être précisément évalué;

4) efficience (*cost-effective*), c'est-à-dire qu'il permet de recueillir un maximum d'information à la fois (*per unit effort*);

5) interprétable, c'est-à-dire qu'il permet de distinguer les conditions acceptables des conditions inacceptables tant sur le plan scientifique que sur le plan légal – à cet effet, Cairns & Niederlehmer (1995 : 669) précisent de plus que chaque point défini retenu devrait se retrouver dans la littérature (*one for which historical data are available*);

6) sensible à l'exposition toxique (*sensitive to hazards; susceptibility to hazardous agent*), cette sensibilité peut être inconnue dans une situation d'évaluation prédictive mais très évidente lors d'une évaluation rétrospective (Suter & Barnthouse, 1993 : 24).

De plus, les points définis d'évaluation et de mesure doivent 7) permettre de détecter une dégradation avant qu'elle ne soit trop importante (*anticipatory*) et

8) être opportuns (*timely*), c'est-à-dire qu'ils doivent fournir de l'information rapidement pour permettre une action de gestion efficace (Cairns & Niederlehmer, 1995 : 669). Par conséquent, les points définis choisis doivent être d'un niveau correspondant aux buts de la gestion et permettre de diagnostiquer un danger particulier à la source du problème (*ibid.*).

9) Idéalement, ces caractéristiques doivent être transférables (*broadly applicable to many hazards and sites*);

10) intégratives, c.-à-d. qu'elles résument l'information de caractéristiques non mesurées;

11) ne détruisant pas l'écosystème (*nondestructive*);

12) en plus de présenter un potentiel de continuité de la mesure (*ibid.*).

La sélection des points définis d'évaluation doit précéder celle des points définis de mesure.

Pour une sélection adéquate des points définis d'évaluation et de mesure, Norton et al. soulignent «l'importance d'établir clairement le rationnel de sélection et les liens entre [ces] caractéristiques (...) et les buts politiques» (1995 : 707).

Enfin, la sélection de points définis d'évaluation et de mesure implique de préciser le niveau d'organisation (structurel et fonctionnel) de l'écosystème auquel ils se rattachent (Landis & Yu, 1995 : 258; Suter & Barnthouse, 1993 : 26-27) en tenant compte également de l'échelle espace-temps dans laquelle se déroule une action dangereuse (*hazardous action*) (Suter & Barnthouse, 1993 : 27).

Au moins trois critères sont à considérer pour le choix des points définis d'évaluation :

1) la pertinence écologique, c'est-à-dire que les points définis d'évaluation retenus «doivent refléter les caractéristiques importantes du système en plus d'être fonctionnellement reliées aux autres points définis» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 292). De plus, la «sélection de points définis écologiquement pertinents exige une certaine compréhension de la structure et du fonctionnement (*structure and function*) de l'écosystème potentiellement à risque» (*ibid.*);

2) les points définis d'évaluation doivent refléter les buts politiques et les valeurs sociales. Par conséquent, leur sélection nécessite une bonne communication entre les évaluateurs et les gestionnaires (*ibid.*); et

3) la sensibilité (*susceptibility*) au facteur de stress, c'est-à-dire que le point défini d'évaluation choisi «doit être affecté par l'exposition à un facteur de stress et sensible (*sensitive*) à un type d'effet spécifique causé par ce facteur de stress» (*ibid.*).

La sélection des points définis d'évaluation dépend à la fois des besoins politiques, légaux, sociaux et scientifiques (Suter, 1993 : 50). Suter insiste également sur l'importance que chacune de ces caractéristiques soit définie de façon opérationnelle, c'est-à-dire qu'elle «doit inclure un sujet et un élément caractéristique» (ibid. : 51-52). Dans ce contexte, «une définition opérationnelle d'un point défini d'évaluation doit pouvoir être traduite en format numérique (*into a numeric form*)» (ibid. 52). En fait, l'auteur dénonce le fait que trop d'études «utilisent les résultats de tests toxicologiques ou d'autres types de caractéristiques de mesure comme étant *de facto* des points définis d'évaluations» (ibid.), ce qui n'est pas nécessairement le cas.

L'EPA précise sept critères relatifs à la sélection des points définis de mesure :

1) pertinence au regard du point défini d'évaluation, c'est-à-dire que «lorsqu'un point défini d'évaluation ne peut être directement mesuré, les points définis de mesure choisis doivent être en corrélation avec lui ou peuvent être utilisés pour inférer ou prédire des changements (*that are correlated with or can be used to infer or predict changes in the assessment endpoint*)»;

2) considération des effets indirects qui surviennent «lorsqu'un facteur de stress agit sur des éléments de l'écosystème nécessaires pour les composantes écologiques ciblées»;

3) sensibilité (*sensitivity*) et temps de réponse;

4) le taux concernant la possibilité de détecter des effets reliés aux facteurs de stress (*signal-to-noise ratio*). À cet égard, en référant à Stephan & Rogers (1985), Suter (1993 : 53-54) présente les désavantages d'utiliser des points définis de mesure qui s'appuient sur des tests d'hypothèse (*hypothesis testing*). Toutefois, l'auteur précise que les avantages de tels points de mesure sont «qu'ils peuvent être calculés (*calculated*) même lorsque les données d'un test sont trop pauvres ou trop maigres pour s'inscrire (*fit*) dans un modèle, en plus de permettre à l'évaluateur d'éviter de décider précisément d'un niveau d'effet significatif (*significant level of effect*)» (ibid. : 54);

5) consistance avec les scénarios d'exposition du point défini d'évaluation;

6) potentiel de diagnostic (*diagnostic ability*), c'est-à-dire que «les points définis de mesure qui sont des réponses uniques ou spécifiques à un facteur de stress peuvent s'avérer très utiles pour diagnostiquer la présence ou les effets d'un facteur de stress»;

7) considérations pratiques, c'est-à-dire que «les points définis de mesure devraient idéalement être efficaces (*cost effective*) et facilement mesurables. La disponibilité d'une large base de données pour un point défini de mesure est souhaitable pour faciliter les comparaisons et permettre de développer des modèles» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu,

1995 : 293). Sur ce dernier élément, Landis & Yu indiquent que certains échanges (*trade-offs*) sont parfois nécessaires dans les méthodes à utiliser mais surtout, que la précision absolue de quelques points définis de mesure peut être moins importante que l'obtention de plusieurs types de mesure (*many measurements*) jugés hautement, moyennement ou faiblement précis (1995 : 259).

2.4. Phase 2 : Analyse

La seconde phase du réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque est celle de l'analyse. Elle consiste en une «identification (*determination*) formelle, habituellement quantitative, des effets d'une action» (Suter, 1993 : 497). Une analyse écologique du risque peut donc être définie comme l'«identification de la probabilité et de l'amplitude d'effets adverses de dangers (*hazards*) environnementaux (agents chimiques, physiques ou biologiques...) sur un biotope non humain» (ibid. : 488-489). En d'autres mots, elle est «le processus scientifique d'estimation de l'amplitude et de la probabilité des effets (...)» (ibid. : 4).

Selon l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA), cette phase d'analyse poursuit les 5 buts suivants :

- 1) «quantifier les impacts cumulés et les interrelations stress-réponse (*stress-response relationships*) pour des facteurs de stress multiples»;
- 2) «améliorer les prédictions quant à la récupération d'un écosystème (*ecosystem recovery*)»;
- 3) «améliorer la quantification des effets indirects»;
- 4) «décrire les interrelations facteurs de stress-réponse pour des perturbations physiques»;
- 5) «distinguer les changements dans l'écosystème dus aux processus naturels de ceux causés par l'être humain» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 303).

Stewart & Oaten (1996 : 17) précisent cependant que les buts des analyses réalisées quant aux impacts environnementaux peuvent varier selon les chercheurs.

Globalement, cette phase d'analyse est constituée de procédures d'évaluation et de traitement de données. Parce qu'elle est issue des éléments privilégiés lors de la formulation du problème, la phase d'analyse d'une évaluation écologique du risque se compose d'étapes qui en découlent directement.

De façon générale, une évaluation écologique du risque suppose que «l'environnement soit défini en termes opérationnels» et que «l'on planifie (*devise*) les méthodes servant à caractériser l'état de l'environnement et à quantifier les changements attendus. Il faut également identifier le moment où le changement significatif s'est produit et évaluer l'importance des incertitudes dans les données recueillies et modèles [privilégiés]» (Suter & Barnthouse, 1993 : 21).

Pour Suter & Barnthouse (1993 : 24, 26), «toute évaluation écologique du risque doit explicitement spécifier

- 1) le-s point-s défini-s d'évaluation (*assessment endpoint(s)*);
- 2) le-s point-s défini-s de mesure (*measurement endpoint(s)*); et
- 3) les méthodes utilisées pour extrapoler les points définis de mesure aux points définis d'évaluation».

Trois grandes étapes permettent d'opérationnaliser cette phase d'analyse. Les deux premières étapes sont l'évaluation de l'exposition et l'évaluation des effets (Suter, 1993 : 49-50; Annexe III) ou la caractérisation de l'exposition et la caractérisation des effets écologiques (Norton et al., 1995 : 705-706; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 283-284; Annexe II).

L'étape de la **caractérisation de l'exposition** implique l'utilisation de méthodes d'évaluation, d'où l'utilisation du terme évaluation de l'exposition (*exposure assessement*), dont les résultats seront analysés par la suite (*exposure analysis*).

L'étape de la **caractérisation des effets écologiques** implique également l'utilisation de diverses méthodes d'évaluation. Son homologue, évaluation du danger (*hazard assessement*) est préféré par certains auteurs. Les résultats de ces évaluations seront considérés à l'étape suivante, soit l'analyse des réponses écologiques.

Dans l'optique d'une analyse du risque de l'environnement (mais également, il s'agit d'une des deux étapes du paradigme d'une évaluation écologique prédictive du risque présentées par Suter), l'évaluation des effets (*effects assessement*) semble desservir à la fois les fins de la caractérisation de l'exposition et de la caractérisation des effets écologiques. Cette étape équivaut à l'évaluation de la toxicité (*toxicity assessement*) ou de réponse-à-une-dose (*dose-response assessement*).

Enfin, la phase d'analyse d'une évaluation écologique du risque se conclut par les **profils d'exposition et des relations facteur de stress-réponse** (*exposure profile, stressor-response profile*) qui résument les évaluations réalisées dans chacune des étapes et tracent un portrait de leurs résultats.

2.4.1. Étape 1 : Caractérisation de l'exposition

La caractérisation de l'exposition (*characterization of exposure*) est «une portion de la phase d'analyse de l'évaluation écologique du risque qui évalue l'interaction d'un facteur de stress avec une ou plusieurs composantes écologiques» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312). Elle est «une identification directe d'une étendue de la concentration environnementale ou, si elle est disponible, de la dose réelle reçue par un biotope de facteurs de stress particulier¹⁸» (Landis & Yu, 1995 : 260). En bref, pour l'EPA, la caractérisation de l'exposition «évalue l'interaction d'un facteur de stress avec une composante écologique» (1992 *in* *ibid.* : 295).

La mesure de l'exposition (*exposure assessment*) est «la partie de l'évaluation du risque qui inclut les estimations de l'intensité, la fréquence, l'horaire (*schedule*), le chemin et la durée de l'exposition, de même que la nature, la taille et la constitution (*size and make-up*) d'une population exposée» (Forbes & Forbes, 1994 : 52-53). Elle est une «estimation de la dispersion de substances chimiques, des termes de leur provenance dans l'environnement et de leur contact avec le biotope récepteur¹⁹» (Suter, 1993 : 49). Pour Suter, cette «composante d'une évaluation de risques de l'environnement (*environment risk analysis*) qui estime l'exposition résultant d'une émission ou d'une action par un médium (*occurrence in a medium of...*) d'un agent chimique, physique ou biologique inclut l'estimation du transport, de la condition (*fate*) et de l'emprise (*uptake*)» (1993 : 500). Enfin, la mesure de l'exposition se définit comme étant «le processus de conversion d'un terme de la provenance de l'émission d'un polluant en estimations de prise de contact ou de doses aux organismes ou aux systèmes définis²⁰» (*ibid.* : 56).

Compte tenu de l'ensemble de ces définitions, la caractérisation de l'exposition peut donc être considérée comme l'équivalent de la mesure de l'exposition.

Le but de la caractérisation de l'exposition est «de prédire ou de mesurer la distribution spatio-temporelle d'un facteur de stress et son action simultanée ou son contact (co-

¹⁸ «...a straightforward determination of the environmental concentration range or, if available, the actual dose received by the biota of a particular stressor.» (Landis & Yu, 1995 : 260).

¹⁹ «...estimation of dispersal through the environment of the chemicals in the source terms and contact with the receptor biota.» (Suter, 1993 : 49).

²⁰ «...source term into estimates of contact with or doses to the endpoint organisms or systems» (Suter, 1993 : 56).

occurrence or contact) avec les composantes écologiques ciblées» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 285). En d'autres mots, «l'objectif de la caractérisation d'une exposition est de combiner les distributions spatiale et temporelle d'une composante écologique et d'un facteur de stress afin d'évaluer l'action simultanée ou le contact entre la composante écologique et le facteur de stress» (Norton et al., 1995 : 708).

Pour Landis Yu, le «but de l'analyse de l'exposition est de quantifier l'action et la présence (*occurrence and availability*) d'un facteur de stress dans un écosystème» (Landis & Yu, 1995 : 260).

Il semble que l'étape de caractérisation de l'exposition peut comporter de façon distincte une sous-étape d'évaluation menant à une sous-étape d'analyse. Toutefois, selon les auteurs consultés, ces deux sous-étapes sont plutôt présentées simultanément, l'analyse d'une exposition nécessitant au préalable d'avoir été mesurée.

Ainsi, pour l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA), deux sous-étapes rendent opérationnelle la caractérisation de l'exposition.

La première est la caractérisation de l'écosystème (*ecosystem characterization; characterization of the ecosystem*) qui implique une analyse approfondie du contexte écologique de l'évaluation. De façon spécifique, «les distributions spatiale et temporelle d'une composante écologique sont caractérisées, de même que les attributs de l'écosystème qui influencent la distribution et la nature du facteur de stress» (US EPA, 1992 : Landis & Yu, 1995 : 297).

La seconde sous-étape de la caractérisation d'une exposition est la caractérisation d'un facteur de stress; elle «implique l'identification de la distribution ou du *pattern* de changement de ce facteur de stress» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 295).

Parmi les techniques utilisées pour sa réalisation, les données relatives à certains modèles combinées à celles d'un monitoring (*combination of modeling and monitoring data*) peuvent être privilégiées pour les facteurs de stress chimiques; pour les facteurs de stress non chimiques (par ex. les altérations physiques ou la moisson), l'utilisation de techniques de reconnaissance au sol, de photographies aériennes ou d'imageries satellites peuvent être utilisées (ibid. : 295-296). Cette étape inclut la considération de facteurs de stress primaires et

secondaires; elle implique également de considérer le *timing* de l'interaction du facteur de stress avec le système biologique (ibid. : 296).

Norton et al. précisent que la «manière de caractériser une exposition dépend des facteurs de stress à l'étude de même que des points définis d'évaluation et de mesure» (1995 : 708). Ces auteurs indiquent également qu'une estimation adéquate de l'exposition nécessite que «l'échelle spatio-temporelle de la distribution du facteur de stress soit compatible avec celle de la composante écologique» (ibid.). En d'autres mots, l'évaluation de l'exposition nécessite la combinaison des distributions spatio-temporelles tant de la composante écologique que du facteur de stress (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 297).

Selon l'EPA, une approche habituelle pour analyser une exposition «est de mesurer les concentrations ou la somme (*amounts*) de facteurs de stress et de les combiner avec les principes sur l'action simultanée, le contact ou l'emprise (*assumptions about co-occurrence, contact, or uptake*)» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 297). Cependant, «les mesures de facteurs de stress peuvent également être combinées avec des paramètres quantitatifs servant à décrire la fréquence et l'amplitude du contact (...), alors que «dans certaines situations, le facteur de stress peut être mesuré au point de contact réel pendant qu'a cours l'exposition (*at the actual point of contact while exposure occurs*)» (ibid. *in* ibid.).

Une autre approche possible pour évaluer une exposition implique l'utilisation d'évidences chimiques, biochimiques ou physiologiques (par ex. les indicateurs biologiques - *biomarkers*) d'une exposition antérieure (ibid. *in* ibid. : 298).

Dans le même ordre d'idées, Suter (1993) présente trois étapes d'une évaluation de l'exposition (*exposure assessment*).

D'abord, l'évaluation de l'exposition «doit considérer l'adéquation des concentrations dans les milieux anticipés par les modèles faisant état de leurs conditions et telles qu'expérimentées par les organismes²¹» (Suter, 1993 : 153).

Deuxièmement, elle doit tenir compte de la manière dont réagissent les organismes sous l'emprise de polluants; et

²¹ «*the relevance of the concentrations in media predicted by the fate models to the environment as experienced by organisms*» (Suter, 1993 : 153).

troisièmement, l'évaluation de l'exposition nécessite l'utilisation «de modèles d'exposition soit pour égaler l'exposition avec la concentration dans un milieu, soit pour convertir les concentrations des milieux en niveaux d'exposition» (ibid.).

La mise en œuvre de ces étapes est directement reliée au scénario d'exposition réalisé lors de la phase de formulation du problème. En d'autres mots, Suter explique que «l'évaluation d'une exposition débute par l'identification d'un scénario d'exposition qui répond (...)» aux quatre critères suivants :

1) l'identification du milieu (*media*) contaminé significativement, compte tenu de la sortie des modèles faisant état des conditions (*the output of the fate models*);

2) l'identification des milieux contaminés correspondant aux organismes définis exposés (*endpoint organisms exposed*);

3) la forme de l'exposition, c'est-à-dire les chemins et taux d'exposition (*routes and rates of exposure*); et

4) l'identification de la réaction à une exposition subséquente des organismes exposés, c'est-à-dire attraction ou évitement (Suter, 1993 : 153-154).

L'auteur indique qu'il faut par la suite ajuster (*reconcile*) la sortie du modèle faisant état des conditions et les expressions de l'exposition des tests de toxicité aux expressions d'exposition suggérées par ce scénario (ibid. : 154). Enfin, «des modèles de simulation de l'exposition peuvent également être utilisés» (ibid. : 154).

Selon Suter, «la dernière étape d'une évaluation de l'exposition est la description et la quantification du (...) contact entre les organismes et les substances chimiques. En termes pratiques, cette étape de l'évaluation du risque est le point de contact entre les chimistes de l'environnement et les ingénieurs qui estiment le transport et la condition (*transport and fate*) et les biologistes qui estiment les effets» (ibid : 153).

2.4.1.1. L'évaluation de l'incertitude

L'évaluation de l'incertitude (*uncertainty assessment*) est «une partie intégrante de la caractérisation de l'exposition» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 298).

De même, dans l'évaluation du risque, «l'incertitude joue un rôle particulièrement important» (Suter & Barnthouse, 1993 : 27).

Les «incertitudes dans le processus d'évaluation du risque incluent les écarts (*gaps*) dans les données disponibles de même que les incertitudes dans la validité des principes d'un modèle» (Hart & Jensen, 1992 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 61). À cet effet, on a qu'à penser à la difficulté de pouvoir identifier exactement les composantes chimiques de diverses substances présentes sur un terrain à l'étude (*field conditions*) (Kinne, 1980 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 61). De même, le choix des variables à l'étude implique une part de décision arbitraire pouvant «faire obstacle à une évaluation précise du risque associés à l'exposition d'un polluant» (Forbes & Forbes, 1994 : 61). En d'autres mots, les incertitudes peuvent provenir des «facteurs limitant notre capacité de réaliser une évaluation effective des effets des polluants» (*ibid.*).

Les facteurs d'incertitude s'avèrent une composante essentielle du traitement des données dans une évaluation écologique du risque. Il s'agit «de facteur[s] appliqués à une exposition ou aux effets d'une concentration ou d'une dose pour corriger une source connue d'incertitudes» (Suter, 1993 : 505). Cette définition explique que l'identification de facteurs d'incertitude relève à la fois d'un traitement des données relié à la caractérisation d'une exposition et de celui d'une caractérisation des effets écologiques.

Les facteurs d'incertitude sont aussi appelés facteurs d'application par Seager (1988 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 57) et par Kenaga (1982 *in* Calabrese & Baldwin, 1993 : 49). Ces facteurs d'application sont «le taux (*ratio*) entre deux points définis d'un test (*test endpoints*) utilisé pour réaliser une extrapolation entre les types de test (*to extrapolate between the test types*)» (Suter, 1993 : 497). Calabrese & Baldwin soulignent également que le concept de facteurs d'incertitude dans une évaluation écologique du risque porte parfois le nom de facteurs d'évaluation (*assessment factors*) (EPA, 1984 *in* *ibid.*). Il semble par ailleurs que l'utilisation des facteurs d'incertitude dans une évaluation écologique du risque prenne sa source dans l'évaluation du risque pour les humains (*human risk assesement*) (*ibid.*). En

écotoxicologie, «l'interrelation entre la toxicité critique et chronique est souvent utilisée pour générer ce qu'on nomme des facteurs de sécurité (*so-called safety factors for pollutants*) (Forbes & Forbes, 1994 : 57). L'identification de la «taille du facteur d'incertitude dépend des différences inter- et intra-espèces au regard de la toxicité, l'adéquation des données et de la signification biologique des effets toxiques (par exemple, des facteurs de sécurité plus importants (*greater safety factors*) sont utilisés si les effets sont irréversibles)» (Kuiper-Goodman, 1989 *in* *ibid.*). Calabrese & Baldwin indiquent également que parmi les facteurs contribuant à la variabilité de la taille des facteurs d'incertitude se trouvent «le besoin d'évaluer la variabilité inter-espèces» (1993 : 88).

Les éléments reliés aux choix de facteurs de sécurité, s'appuyant sur les données traitées qui incluent les incertitudes, se retrouvent également dans la troisième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque.

Les facteurs d'incertitude se retrouvent à la fois dans la caractérisation d'une exposition et dans l'évaluation du danger (*hazard assesement*), c'est-à-dire la caractérisation des effets écologiques, soit la seconde étape de la phase d'analyse.

Deux possibilités s'offrent alors :

1) de considérer l'analyse des incertitudes comme une étape de la phase d'analyse du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque; ou

2) de considérer l'analyse des incertitudes comme une sous-étape de la caractérisation des effets écologiques et une sous-étape de la caractérisation d'une exposition, seconde étape de la phase d'analyse du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque.

Une chose est certaine cependant, il faut considérer les incertitudes dans le traitement des données!

Enfin, les facteurs d'incertitude identifiés dans cette phase d'analyse serviront pour identifier des facteurs de sécurité et serviront dans les extrapolations qui devront être effectuées lors de la troisième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque (*risk characterization; risk extrapolation*).

2.4.2. Étape 2 : Caractérisation des effets écologiques (*characterization of ecological effects; hazard assesement*)

La **caractérisation des effets écologiques** est «une portion de la phase d'analyse de l'évaluation écologique du risque qui évalue la capacité d'un facteur de stress de causer des effets adverses dans un ensemble particulier de circonstances» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312).

L'**évaluation du danger** (*hazard assesement*) est également définie comme «une étape formelle dans l'ensemble de l'évaluation du risque» (Kuiper-Goodman, 1989 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 52). Elle est la «détermination de l'existence d'un danger» (Suter, 1993 : 501). En tant que processus, elle «implique tant les données scientifiques qu'une certaine forme de jugement» (Forbes & Forbes, 1994 : 51) et «son but est de fournir de l'information pour appuyer un jugement quant à la sécurité d'une substance ou d'une activité²²» (Cairns et. al., 1978 *in* *ibid.*). De façon spécifique, l'évaluation du danger est «une méthodologie pour analyser les effets de substances chimiques sur l'environnement naturel» (Suter, 1993 : 11). Elle est «une activité préliminaire qui aide à identifier les points définis d'évaluation en ciblant les composantes environnementales potentiellement exposées aux concentrations toxiques et comment elles peuvent être affectées. [Cette] méthode d'évaluation alternative détermine l'existence d'un danger par la comparaison de l'amplitude des concentrations environnementales attendues au regard des points définis d'un polluant à un test toxicologique» (*ibid.* : 501). En bref, l'évaluation du danger «permet d'évaluer le potentiel d'un dommage (*potential for harm*)» (Forbes & Forbes, 1994 : 51).

En pratique, Forbes & Forbes indiquent que la distinction entre l'**évaluation du danger** et l'**évaluation du risque** est souvent mince, parce que «souvent, l'attribution de probabilités réalistes est inatteignable»; en effet, «le risque n'est pas directement mesuré, mais plutôt calculé à partir d'événements, et par conséquent, il implique nombre de présupposés et d'incertitudes (*number of assumptions and uncertainties*)» (*ibid.* : 52). Cette situation explique sans doute, en partie, l'utilisation des termes risque et danger indistinctement par certains auteurs (*ibid.*).

²² (trad. libre) «a process whose goal is to provide information from which a judgment can be made regarding the safety of a substance or activity» (Cairns et. al., 1978 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 51).

À cet effet, Landis & Yu distinguent l'évaluation du risque de l'évaluation du danger en précisant que «le risque est une combinaison de l'exposition et d'effets exprimés en termes de probabilité (...) [alors que] l'évaluation du danger ne compose pas (*does not deal*) avec la concentration et n'est pas de nature probabiliste» (1995 : 252). En s'appuyant sur les écrits de Suter (1990), ces auteurs indiquent qu'une caractéristique spécifique de l'évaluation du risque «est son emphase sur les critères probabilistes et les points définis d'évaluation explicites» (ibid.). Il n'en demeure pas moins que ces deux méthodes sont utilisées, à l'heure actuelle, pour évaluer l'impact de polluants (*impact of toxicants*) (ibid.).

L'étape de caractérisation des effets écologiques vise l'identification, la quantification d'effets adverses produits par un facteur de stress (*adverse effects elicited by a stressor*) et, dans la mesure du possible, l'évaluation de relations causales (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 285).

En d'autres mots, «les données utilisées dans la caractérisation des effets écologiques sont analysées pour quantifier les interrelations facteur de stress-réponse et évaluer les évidences de causalité» par l'utilisation de méthodes statistiques et de modélisations mathématiques (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 300). «Il est parfois nécessaire d'effectuer des analyses additionnelles pour relier le point défini de mesure au point défini d'évaluation (ibid. *in* ibid.).»

L'analyse de la relation facteur de stress-réponse «décrit l'interaction de l'amplitude, la fréquence ou la durée d'un facteur de stress dans un milieu d'observation ou expérimental et l'amplitude de la réponse» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 300). Les cibles de l'analyse dépendront des aspects de l'interaction étudiée au regard des objectifs d'évaluation et des données recueillies (ibid. *in* ibid.). Par exemple, «les analyses de la relation facteur de stress-réponse (...) de tests de toxicité décrivent souvent l'amplitude du facteur de stress au regard de l'amplitude de la réponse. Les autres aspects importants à considérer incluent les distributions temporelles (c.-à-d. la fréquence, la durée et le *timing*) et spatiales du facteur de stress dans le milieu expérimental ou d'observation (ibid. *in* ibid.).»

L'évaluation de la relation facteur de stress-réponse doit quantifier l'interrelation entre le facteur de stress et le point défini d'évaluation; cette analyse s'effectue directement lorsque le point défini d'évaluation peut être mesuré (ibid. *in* ibid.). Par contre, «lorsqu'elle ne peut être mesurée, l'interrelation entre le facteur de stress et le point défini de mesure doit être établie

en premier; par la suite, d'autres extrapolations, analyses²³ et postulats (*assumptions*) sont utilisés pour prédire ou inférer les changements du point défini d'évaluation» (ibid. *in* ibid.).

Bien que la relation entre les points définis de mesure aux points définis d'évaluation s'effectue au regard du modèle conceptuel utilisé lors de la phase de formulation du problème, les auteurs précisent que «le manque de méthodes standards pour plusieurs de ces analyses fait en sorte que le jugement professionnel devient une composante essentielle de l'évaluation» (ibid. *in* ibid. : 300-301). D'où l'importance de clairement expliciter le rationnel sous-jacent pour toute analyse ou chaque postulat (ibid. *in* ibid. : 301).

Enfin, l'évaluation de «la force (*strenght*) de l'association causale entre le facteur de stress et les points définis de mesure et d'évaluation» doit être considérée dans l'analyse écologique des réponses (ibid. *in* ibid. : 302). Les auteurs précisent cependant qu'une «preuve de causalité n'est pas essentielle pour une évaluation de risque [toutefois,] l'évaluation d'évidence causale intensifie l'évaluation du risque (*augments the risk assessment*)» (ibid. *in* ibid.).

Enfin, la caractérisation de l'exposition et la caractérisation des effets écologiques «requièrent souvent l'application de méthodes statistiques. (...) La sélection d'une méthode statistique adéquate comprend à la fois les principes de la méthode (*method assumptions*) (par exemple l'indépendance des erreurs, la normalité, l'égalité des variances) et l'ensemble des caractéristiques des données (par exemple la distribution, la présence de valeurs aberrantes -...*outliers or influential data*)» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 294).

De façon spécifique, pour l'**évaluation du danger** (*hazard assessment*), une estimation de la concentration environnementale attendue (EEC : *expected environmental concentration*) et de la concentration estimée du point d'entrée de l'élément toxique (ETT : *estimated toxic threshold*) est réalisée «sur la base des données de tests de toxicité antérieurs et les mesures des propriétés des substances chimiques sont comparées. Si, sur la base de critères formels de décision ou de jugement d'expert, les deux concentrations sont clairement différentes, une décision peut alors être prise sur le danger. Si les deux concentrations sont similaires, alors la décision est reportée (*deferred*) et davantage de données sont alors recherchées» (Suter,

²³ Il s'agit de l'extrapolation entre les taxons (*taxa*), l'extrapolation entre les réponses, les extrapolations du laboratoire au terrain ou d'un terrain à un autre, les analyses des effets indirects, des niveaux d'organisation supérieurs, des échelles spatiale et temporelle et de l'analyse de récupération (*recovery*) (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 301).

1993 :11). Suter précise également que «l'évaluateur possède une latitude considérable pour décider du moment où doit se terminer» l'évaluation du danger, parce que celle-ci «ne requiert pas de prédictions, voire de spécification, du point défini d'évaluation (le type de niveau d'effet considéré inacceptable) et repose largement sur l'expertise» (ibid. : 12).

Les intervalles de confiance (*confidence intervals*) sont davantage «des expressions de la confiance personnelle ou institutionnelle plutôt que de la confiance statistique» (ibid. : 12). En pratique, ils se traduisent par l'application de facteurs de sécurité (*safety factors*), c'est-à-dire des facteurs «appliqués à une concentration toxique ou une dose observée ou estimée menant à un critère²⁴ ou un standard²⁵ de sécurité – *that is considered safe*» (ibid. : 504). L'application de facteurs de sécurité (*safety factors*) «se fonde sur un jugement pouvant prendre appui sur une analyse simple des données» (Suter, 1993 : 12). Selon Suter, «cet aspect informel de l'analyse quantitative est acceptable parce qu'il suppose que les procédures d'évaluation peuvent se poursuivre jusqu'à ce que le résultat soit évident (...*testing and measurement can continue until the outcome is obvious*)» (ibid.).

Pour Suter, l'étape suivant l'évaluation du danger est l'évaluation des effets (*effects assessment*). L'**évaluation des effets** (*effects assessment*) est l'équivalent de l'évaluation d'une réponse-à-une-dose et de l'évaluation de la toxicité (*dose-response assessment or toxicity assessment*) (Suter, 1993 : 500). Elle est donc une «composante de l'analyse du risque de l'environnement concernée par la quantification de la manière par laquelle la fréquence et l'intensité des effets augmentent avec l'augmentation de l'exposition d'un contaminant ou d'une autre source de stress» (ibid.). L'évaluation des effets peut être définie à la fois comme l'«estimation des interactions entre les substances chimiques avec les organismes ou les systèmes définis (*the endpoint organisms or systems*)» et «le processus d'identification des interrelations entre l'exposition à une substance toxique et ses effets qui sont potentiellement dangereux (*hazardous*) pour le point défini d'évaluation» (ibid. : 49, 57).

²⁴ Dans ce contexte, un critère est «le niveau d'une exposition (concentration et durée) d'un polluant dans un milieu (*medium*) particulier, qui résulte en un faible niveau d'effet jugé acceptable sur les populations ou communautés, ou sur un autre médium (c.-à-d. critères de qualité de l'eau, critères de qualité de l'air)» (Suter, 1993 : 498).

²⁵ Le standard est «une limite du niveau d'exposition d'un polluant permis dans un milieu (*medium*) particulier» (Suter, 1993 : 504). Suter précise que les standards découlent directement des critères, le plus souvent par l'application de facteurs de sécurité (ibid.).

L'évaluation des effets touche à la fois la caractérisation des effets écologiques et la caractérisation de l'exposition parce qu'elle cible tant la quantification des interactions d'un facteur de stress avec des composantes écologiques (exposition) que celle des effets de substances chimiques (effets écologiques).

Selon Suter, l'évaluation des effets «peut se fonder sur l'épidémiologie écologique» (1993 : 57). Par ailleurs, «la plupart des évaluations d'effets se fondent sur les procédures d'évaluation de la toxicité (*toxicity testing*)» qui se composent des quatre composantes suivantes :

1) «les tests de toxicité sont menés afin de déterminer les effets de plusieurs combinaisons de concentration et de durée d'exposition sur la fréquence ou la sévérité des réponses (...);

2) les modèles statistiques sont ajustés aux données du test (*fit to test data*) (...). Un modèle d'exposition-réponse ou un autre sommaire numérique des résultats d'un test (c.-à-d. les points définis d'un test) est sélectionné pour représenter les réponses toxicologiques dans les modèles d'effets²⁶;

3) les modèles d'effets sont générés et représentent les principes de l'évaluateur (*assessor's assumptions*) quant à la nature de l'interrelation entre les points définis du test et le point défini d'évaluation (*test endpoints and the measurement endpoint*) (...); et

4) les points définis du test et les données (...) sont utilisés pour paramétrer le modèle d'effets (*to parameterize the effects model*) lui-même utilisé pour dériver une fonction reliant le niveau d'effets du point défini d'évaluation à l'exposition» (ibid. : 58).

À ce stade-ci, les points définis d'évaluation et de mesure, «qualités mesurables sous-jacentes à toute méthode prédictive» (Cairns & Niederlehner, 1995 : 668), sélectionnés lors de la première phase, sont effectivement évalués et mesurés.

L'évaluation d'un point défini (*endpoint assesement*) est une «expression quantitative ou quantifiable d'une valeur environnementale considérée à risque dans une [phase d']analyse de risques» (Suter, 1993 : 499).

La mesure d'un point défini (*endpoint measurement*) est «un sommaire quantitatif des résultats d'une étude de monitoring biologique, d'un test de toxicité ou de toute autre activité

²⁶ «an exposure-response model or other numeric summary of the test results – i.e., test endpoint – is selected to represent the toxicological responses in the effects models» (Suter, 1993 : 58).

destinée à révéler les effets d'un danger» (Suter, 1993 : 499). À cet égard, Suter donne en exemple l'utilisation de la constante LC_{50} (ibid.).

Un test de point défini (*endpoint test*) est «un type de mesure d'un point défini. [Il est] le sommaire numérique des résultats d'un test de toxicité» (Suter, 1993 : 499). À titre d'exemple, Suter mentionne le LC_{50} (*Median Lethal Concentration*²⁷) et le NOEC (*No Observed Effect Concentration*²⁸), il s'agit de constantes utilisées pour la concentration ou la dose d'un poison.

«Une évaluation du risque est souvent réalisée via une série hiérarchique de tests conçus pour minimiser le temps et les coûts reliés à des procédures de passation superflues tout en maximisant la précision de l'évaluation²⁹ (Forbes & Forbes, 1994 : 58).» Par contre, Cairns (1981 *in* ibid.) privilégie davantage l'utilisation simultanée de tests parce que la capacité de prédiction d'un test sur une espèce (*single-species test*) n'est pas toujours évidente. L'auteur explique également cette recommandation au regard des coûts : «parce que le coût est une considération majeure, comme le temps est de l'argent, le délai de réalisation de tests plus complexes effectués seulement à la suite d'une réalisation de tests à court terme peut compenser les soi-disant coûts-bénéfices d'une procédure d'évaluation séquentielle³⁰» (ibid. *in* ibid.).

2.4.2.1. Tests de toxicité

Compte tenu de l'importance des tests de toxicité, dans l'ensemble du processus, une parenthèse s'impose pour en préciser la nature.

Un test de toxicité est «une tentative de simuler, dans des conditions contrôlées, certaines conditions chimiques ou physiques qui peuvent exposer des organismes dans des systèmes naturels, du moins théoriquement» (Cairns & Niederlehmer, 1995 : 673).

²⁷ La concentration létale médiane est «une concentration estimée statistiquement ou graphiquement attendue à être létale pour 50% d'un groupe d'organismes dans des conditions spécifiques» (ASTM, 1990 *in* US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312).

²⁸ Le NOEC est «la concentration la plus élevée d'une substance chimique dans un test de toxicité qui cause des effets qui ne sont pas statistiquement et significativement différents de ceux contrôlés (*from the controls*)» (Suter, 1993 : 503).

²⁹ «... designed to minimize the time and expense of superfluous testing while maximizing the accuracy of the assesment» (Forbes & Forbes, 1994 : 58).

³⁰ «...the delay of the more complex tests until after the short-term tests are completed can offset some of the supposed cost benefits of sequential testing» (Cairns, 1981 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 58).

La plupart des tests de toxicité «sont conçus (*designed*) pour détecter les réponses [biologiques] critiques (*acute responses*)» (Forbes & Forbes, 1994 : 110). Par conséquent, ces tests sont menés «pour évaluer ou prédire les effets de poisons (*toxicants*) sur les systèmes biologiques et pour évaluer la toxicité relative des substances, souvent à des fins législatives (*regulatory purposes*)» (ibid. : 106). Parfois, leur but spécifique est «de prédire la nature des fonctions biologiques qui seront perturbées par une exposition à un poison, (...) [ou] de quantifier explicitement l'effet d'un poison sur la santé ou la viabilité d'un organisme. Enfin, certains tests de toxicité sont utilisés pour estimer le danger potentiel faisant partie du protocole d'évaluation du risque³¹» (ibid.). Selon Forbes & Forbes, tous les tests de toxicité se fondent sur «l'interrelation entre la dose (ou concentration) d'un poison et une réponse biologique» (ibid. : 105). Aussi, un des principes régissant les tests critiques (*acute tests*) «est que toute substance qui produit une réponse rapide (...) [implique] que le classement (*ranking*) d'effets critiques de différents poisons sera raisonnablement concordant avec celui des effets chroniques» (ibid. : 110).

Un test d'écotoxicité est défini comme «toute mesure expérimentale (d'observation ou de manipulation) conçue pour évaluer la condition (*fate*) ou les effets des polluants chimiques dans les niveaux d'organisation biologique» (Forbes & Forbes, 1994 : 24).

Les tests d'écotoxicité, même s'ils peuvent «différer substantiellement (...) ont pour but commun d'estimer les effets de substances potentiellement dommageables sur les systèmes vivants» (ibid.). Il existe cependant «un large éventail de tests (*test systems*) pour estimer la condition (*fate*) et les effets de polluants sur les systèmes vivants» (ibid. : 27).

Tout devis (*design*) de test écotoxicologique devrait viser «l'obtention d'un maximum de puissance par unité d'effort (*maximum power per unit effort*)» (ibid. : 137). L'utilisation d'une procédure d'évaluation hiérarchique (*hierarchical testing scheme*) a pour but «de limiter le temps et les coûts de l'ensemble de la réalisation de la méthode d'évaluation aux substances présentant un danger potentiel important³²» (ibid. : 58). De façon spécifique, les tests écotoxicologiques conçus dans une séquence hiérarchique «visent l'obtention d'information sur les différences :

1) quant à la sensibilité (*sensitivity*) des espèces évaluées au regard des espèces que l'on souhaite protéger;

³¹ «... to estimate potential hazard as part of risk assessment protocols» (Forbes & Forbes, 1994 : 106).

- 2) entre la concentration causant une toxicité critique (*causing acute toxicity*) et la concentration minimale causant du dommage à l'organisme;
- 3) dans la toxicité résultant de l'âge ou de la période de vie; et
- 4) de la toxicité résultant de facteurs abiotiques» (ibid.).

Tout devis d'un test de toxicité (*toxicity-test design*) nécessite «de clairement définir les buts du test de toxicité» (Landis & Yu, 1995 : 32).

«Le devis (*design*) d'un test de toxicité implique souvent un compromis entre la puissance statistique du test de toxicité et les considérations pratiques relatives au personnel et à la logistique (Landis & Yu, 1995 : 34).» Pour être en mesure de faire ces choix d'une manière efficiente, Landis & Yu suggèrent les paramètres suivants :

- 1) identifier la ou les questions spécifiques auquel le test de toxicité doit répondre, ce premier élément est sans doute le plus important;
 - 2) identifier les outils statistiques disponibles;
 - 3) identifier la puissance statistique nécessaire pour répondre aux questions spécifiques;
- et
- 4) cerner les contraintes statistiques d'un test de toxicité particulier (ibid.).

Ces auteurs ajoutent qu'il est également «important de déterminer si un test d'hypothèse ou une approche de régression doit être effectué pour l'analyse des données» (ibid.).

Dans le même ordre d'idées, Landis & Yu précisent que le coût (*cost*) sert souvent de paramètre pour sélectionner les tests de toxicité; qu'il s'agit-là d'«un paramètre valide», cependant, «le plus dispendieux (*expensive*) des tests (...) n'est pas nécessairement le meilleur à moins qu'il ne réponde aux questions spécifiques, de tests plus simples, laissées sans réponses» (ibid. : 72).

Enfin, ces auteurs émettent certaines réserves quant au choix de méthodes fondé sur la «mode», sur un certain «conservatisme» ou un «manque de connaissances des alternatives» possibles, en rappelant que «les tests dont les fondements statistiques et théoriques sont insuffisants devraient être évités» (ibid.).

Landis & Yu insistent également sur le fait que «l'acquisition de données ne devraient pas être considérée comme une fin en soi [et qu']une évaluation de la toxicité bien conçue (*a well-designed toxicity evaluation*) devrait inclure des tests de toxicité axés sur des questions

³² «...to limit the time and expense of the most thorough testing to those substances of greatest potential danger» (Forbes & Forbes, 1994 : 58).

précises à la base des préoccupations environnementales (*that address particular questions that are the basis of the environmental concerns*)» (ibid.).

La sélection de tests de toxicité implique non seulement la «mémorisation des procédures d'évaluation» mais aussi, et surtout, une certaine «compréhension des procédures cruciales à la toxicologie environnementale», comme par exemple les méthodes utilisées pour obtenir certaines estimations relatives aux effets ou à une dose (ibid. : 45). À titre d'exemple, «les tests de toxicité conçus pour l'évaluation d'effets écologiques présentent des exigences différentes de ceux conçus pour la classification de la toxicité relative de substances chimiques» (Baker & Crapp, 1974 *in* Forbes & Forbes, 1994 : 138).

2.4.3. Considérations pratiques au regard du traitement des données

L'évaluation écologique du risque est un type d'évaluation de risque et, par conséquent, elle s'avère une forme d'évaluation d'impact. Le croisement interdisciplinaire de l'évaluation écologique du risque nous incite à ressortir les considérations pratiques relevant d'une évaluation environnementale de l'impact (*environmental impact assessment*).

De plus, l'aspect «écologique» de ce type d'évaluation donne lieu de croire que certaines considérations pratiques de l'écologie générale renvoient minimalement à celles d'une évaluation écologique du risque.

Les recommandations qui suivent peuvent convenir tant pour la sélection de points définis que pour leur évaluation ou leur mesure.

2.4.3.1. Considérations pratiques d'une évaluation environnementale d'impact

Selon Jones & Kaly (1996 : 30), «toutes les études d'évaluation environnementale d'impact utilisent, dans une certaine mesure, une approche par indicateur (*an indicator approach*)». Pour ces auteurs, ce type d'évaluation nécessite un certain processus de sélection qui «doit être reconnu, établi et déclaré» (ibid. : 43). Pour ce faire, Jones & Kaly recommandent une certaine prudence «quant à l'utilisation de critères bipolaires (*double-ended criteria*) pour lesquels une argumentation peut être réalisée pour chacune des extrémités. (...) [En effet,]si le but de l'étude est de monitorer des espèces représentatives, alors la plupart de ces critères peuvent aisément être ignorés» (ibid. : 43-44). Par conséquent, «un choix approprié devrait se baser sur le contexte d'une communauté particulière et de

l'impact en question, plutôt que sur une «liste d'épicerie» écrite *a priori* (*rather than an a priori "shopping list"*)» (ibid. : 44).

Dans cette optique, il faut privilégier des enquêtes préliminaires (*pilot surveys*) «pour identifier les habitats potentiellement affectés, les espèces présentes et [réaliser] un échantillonnage adéquat (*appropriate sampling design*)» (Underwood & Kennelly, 1990 *in* ibid. : 44). À cet égard, Jones & Kaly émettent les recommandations suivantes :

1) «selon le temps et les ressources disponibles, une étude préliminaire quantitative (*quantitative pilot survey*) indiquera pour quelle espèce une estimation fiable de l'abondance peut être obtenue et un effet d'une amplitude prédéterminée peut être détecté»;

2) la considération de «facteurs reliés à l'importance écologique et sociologique va permettre d'accroître la liste d'espèces indicateur (*indicator species*)»; et

3) il est nécessaire «de considérer une variété de taxons et d'habitats (*taxa and habitats*) de même que différentes espèces dans la région touchée (*impacted area*)» (1996 : 44).

Ces enquêtes préliminaires représentent donc un outil pour sélectionner des critères pertinents d'évaluation ou de mesure.

Pour analyser les impacts environnementaux, Stewart & Oaten (1996 : 17) privilégient l'utilisation de méthodes statistiques confirmatoires parce qu'elles «améliorent l'échantillonnage (*sampling design*) en forçant les chercheurs à définir l'impact». De plus, ces méthodes «favorisent la clarté en les forçant [c.-à-d. les chercheurs] à organiser les données de façons standardisées (*in standardized ways*), de faire état explicitement des modèles sous-jacents aux analyses et d'évaluer l'adéquation de ces modèles (*whether these models are appropriate*)» (ibid.). Enfin, ces auteurs recommandent l'utilisation d'intervalles ou de régions de confiance (*confidence intervals or regions*) plutôt que les tests d'hypothèses (ibid. : 17, 24).

Au regard du traitement des données, plusieurs auteurs «dont Green (1979) et Carney (1987), mettent l'emphasis sur l'importance d'utiliser des méthodes statistiques formelles confirmatoires (*formal confirmatory statistical methods*), telles que les tests d'hypothèses nulles et les intervalles ou régions de confiance. Celles-ci diffèrent des méthodes exploratoires en fournissant les règles objectives pour l'évaluation de l'incertitude des résultats (...)» (Stewart & Oaten, 1996 : 17).

Stewart & Oaten (1996 : 26) insistent sur le fait que, pour l'évaluation d'impacts environnementaux, contrairement aux tests d'hypothèses, «les estimations et les intervalles de confiance procurent l'information nécessaire sous une forme utilisable».

Pour ces auteurs, les avantages de telles méthodes sont nombreux. D'abord, les méthodes statistiques confirmatoires permettent de «mesurer la fiabilité (*reliability*) des conclusions», de «tenir compte de la variation naturelle et de promouvoir la clarté»; de plus, par leur nature, elles peuvent «faciliter le développement d'une banque de données cumulative standardisée, clarifier la cible d'études ultérieures au regard d'effets probables, améliorer le devis (*design*) de l'échantillonnage (*sampling design*) et des modèles d'analyse, en plus de réduire les erreurs globales (*problems of gross errors*) [comme par exemple, pour l'entrée de données]» (ibid. : 17). Également, les intervalles de confiance «évaluent directement l'intérêt principal, soit l'ampleur de l'effet (*the main concern (effect size)*), sont faciles à comprendre, exhibent automatiquement la «puissance» [statistique], sont davantage appropriés pour l'ensemble de l'évaluation ou pour une évaluation causale (*to an overall ou causal assessment*), et correspondent raisonnablement à l'idéal bayésien (*to the Bayesian ideal*)» (ibid. : 24). Enfin, pour Stewart & Oaten, l'arbitraire de 95% relié aux intervalles de confiance ne pose pas vraiment problème parce que «d'autres [degrés de] confiance peuvent être indiqués simultanément sur les représentations graphiques des valeurs mesurées (*other confidences could be indicated simultaneously on plots*)» (1996 : 26).

En bref, il semble clair que les méthodes statistiques confirmatoires sont à privilégier pour l'analyse de données, dans le cadre d'une évaluation écologique du risque.

Par ailleurs, l'évaluation environnementale d'impact comprend différents types de devis (*designs*) en ce qui concerne l'échantillonnage, le monitoring et l'analyse. Osenberg & Schmitt (1996) présentent les principaux devis utilisés tout en en fournissant des définitions claires. Pour l'heure, en voici la liste. Pour les devis d'échantillonnage (*sampling designs*), on retrouve le BACI et ses dérivés³³; pour les devis de monitoring (*monitoring designs*), les *Before-After monitoring design* et *Control-Impact monitoring design* sont ceux privilégiés pour les études d'évaluation d'impacts environnementaux. Enfin, une technique d'analyse privilégiée est le ARMA (*Auto-Regressive Moving Average*).

Pour Suter, «une évaluation de l'environnement doit débiter par une conceptualisation de cet environnement sujet aux effets» (1993 : 54). Cette description de l'environnement implique d'en cerner les frontières (*boundaries may be defined*) «soit par une définition a priori de type

³³ BACI : *Before-After-Control-Impact sampling design*; BACIP ou BACIPS : *Before-After-Control-Impact Paired Series sampling design*; beyond-BACI : *beyond-Before-After-Control-Impact sampling design*.

législative ou l'équivalent (*a regulatory or equivalent a priori definition*) ou par les propriétés du problème de l'évaluation (*properties of the assessment problem*)» (ibid. : 55).

L'évaluateur doit alors «amorcer l'évaluation par une estimation grossière du résultat de l'évaluation (*rough conservative estimate of outcome of the assessment*) ou en réalisant une évaluation itérative jusqu'à ce que les frontières appropriées soient atteintes. (...) D'autres approches, moins acceptables mais plus usuelles, incluent l'utilisation de cadres d'application d'un modèle privilégié (*bounds of applicability of a favored transported model*), les frontières politiques (*political boundaries*) ou une distance jugée raisonnable telle que 1km» (ibid.).

D'autre part, une évaluation environnementale d'impact implique l'utilisation de systèmes de notation (*scoring systems*) «développés en tant que moyen de donner priorité (*prioritizing*) à certains dangers environnementaux pour des études et des évaluations ultérieures» (ibid. : 13). Suter explique cependant que ces systèmes de notation ont un potentiel de subjectivité élevé, parce que le développement d'échelles et de règles pour combiner les variables implique une large part d'arbitraire (ibid. : 14). Ils doivent par conséquent «être testés pour leur sensibilité (*sensitivity*) à l'égard des principes (*assumptions*) et de leur capacité de classer correctement les sites avant d'être appliqués de façon globale» (ibid.). L'utilisation de modèles statistiques par Klee & Flanders (1980) représente une alternative aux systèmes de notation conventionnels en permettant, notamment, de classer les sites sur une échelle de danger (*hazard scale*) par l'application d'une fonction discriminante (*discriminant function*) (*in* Suter, 1993 : 14, 15).

2.4.3.2. Considérations pratiques d'une évaluation écologique

Pour baliser les procédures d'évaluation et l'interprétation des résultats, Krebs (1989 : 8) précise que les «hypothèses, les insights et les théories écologiques doivent [en] être les arbitres».

Cet auteur présente un ensemble de règles à suivre pour l'évaluation et le traitement des données d'études écologiques. Pour Krebs, il est cependant clair que «les données ou les mesures écologiques ne résument pas toute l'écologie (*are not all there is to ecology*)» (1989 : 1), mais que la mesure (*measure*) constitue «un problème que toutes les sciences doivent affronter» (ibid.).

Les 10 règles proposées par Krebs sont les suivantes :

1) «Ce n'est pas tout ce qui peut être mesuré qui devrait l'être». À cet égard, Krebs indique que le recours à la théorie et aux insights peuvent aider à «distinguer les choses utiles à mesurer de celles qui le sont moins»;

2) «Identifier le problème et poser une question». À cette étape, l'auteur précise «qu'une fois le travail intellectuel réalisé», le recours à un statisticien peut s'avérer précieux;

3) «La collecte de données devra répondre à votre question et rendre le statisticien heureux»;

4) «À l'heure actuelle, il est impossible de répondre à certaines questions écologiques», il peut s'agir de «contraintes techniques ou simplement de l'impossibilité d'obtenir un échantillon suffisamment large (*inability to collect a large enough sample*)»;

5) «À l'aide de données continues, sauvez du temps et de l'argent en décidant du nombre de figures significatives³⁴ nécessaires AVANT d'entamer l'expérimentation³⁵»;

6) «Ne jamais présenter une estimation écologique sans avoir mesuré les sources d'erreur (*without some measure of its possible error*).» Afin de réduire les sources d'erreur possible, «nous tentons de minimiser la subjectivité dans nos procédures d'évaluation»;

7) «Soyez sceptique quant aux résultats de tests statistiques de signification (*statistical tests of significance*)», c'est-à-dire quant aux résultats de tests d'hypothèse. En effet, l'acceptation ou le rejet de l'hypothèse nulle relève de «décisions statistiques (...) aire de zones grises»;

8) «Ne jamais confondre la signification statistique avec la signification biologique.» Les tests d'hypothèse peuvent démontrer une signification statistique mais celle-ci ne devrait pas être confondue avec une signification biologique. À titre d'exemple, Krebs indique qu'un élément «peut s'avérer biologiquement trivial mais hautement statistiquement significatif»;

9) «Codifiez vos données écologiques et insérez-les dans un format lisible pour l'ordinateur (*enter them on a computer in some machine-readable format*)»; et

10) Éliminez les données «polluantes» (*Garbage in, garbage out*). À l'égard de cette dernière recommandation, l'auteur précise qu'un bon plan expérimental (*a good experimental design*) devrait comprendre une procédure de vérification des données (*data-checking procedures*) (Krebs, 1989 : 1-9).

³⁴ Les figures significatives sont «les chiffres d'un nombre servant à en indiquer la précision» (Krebs, 1989 : 5); en d'autres mots, il s'agit des décimales.

³⁵ «... by deciding on the number of significant figures needed in the data BEFORE you start an experiment» (Krebs, 1989 : 5).

En résumé, les quatre premières recommandations émises par Krebs, représentent des «mises en garde générales quant à l'interface entre les statistiques et l'écologie» (ibid. : 2), la cinquième se rapporte au choix d'échelles de mesure, les sixième, septième et huitième recommandations relèvent «de règles simples de la statistique descriptive» (ibid. : 5) et les deux dernières concernent l'enregistrement des données recueillies lors d'études écologiques. Dans cette optique, toutes ces recommandations s'avèrent pertinentes pour une évaluation écologique du risque.

2.4.4. Étape 3 : Profils

Dans le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque proposé par l'EPA, cette troisième étape permet d'assurer la présentation des résultats des mesures réalisées et de l'analyse des données, avant d'amorcer la troisième phase.

2.4.4.1. Étape 3.1 : Profil d'exposition

Dans la phase d'analyse d'une évaluation écologique du risque, le profil d'exposition (*exposure profile*) est «le produit de la caractérisation de l'exposition» (Norton et al., 1995 : 708; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312).

«Le profil d'exposition résume l'amplitude et les *patterns* spatio-temporels d'exposition au regard des scénarios [élaborés] dans la phase de formulation du problème» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 312). Il servira de point d'entrée à la phase de caractérisation du risque (ibid. *in* ibid. : 295).

2.4.4.2. Étape 3.2 : Profil de la réponse à un facteur de stress

Le profil de la réponse à un facteur de stress (*stressor-response profile*) est le «produit de la caractérisation des effets écologiques dans la phase d'analyse d'une évaluation écologique du risque» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 313). En d'autres mots, il est le résultat de la «combinaison de l'analyse d'une exposition avec les données reliées aux effets écologiques» (Landis & Yu, 1995 : 262).

Le profil de la réponse à un facteur de stress «résume les données sur les effets d'un facteur de stress et l'interrelation des données au point défini d'évaluation» (US EPA, 1992 *in* ibid. : 313). De plus, ce résumé devra décrire les types de traitement des données utilisés lors de l'analyse et leurs résultats; il devra aussi «décrire clairement et quantitativement estimer les présupposés (*assumptions*) et incertitudes impliqués dans l'évaluation, lorsque cela est possible» (ibid. *in* ibid. : 302-303).

Par analogie, il est l'équivalent de la courbe dose-réponse réalisée en toxicologie (Landis & Yu, 1995 : 263).

En bref, les caractéristiques de l'interaction facteur de stress-réponse doivent être décrites dans ce profil. Le modèle de l'EPA comprend 8 types d'interrelations entre les points définis d'évaluation et de mesure qui peuvent se retrouver dans un profil de facteur de stress-réponse :

1) l'extrapolation phylogénétique (*phylogenetic extrapolation*), qui consiste en une interrelation entre les données reliées à la toxicité;

2) l'extrapolation de la réponse, représentant l'interrelation entre deux points définis de toxicité (ou de concentration d'effets);

3) l'extrapolation du laboratoire au terrain (*laboratory-to-field*); 4) du terrain à un autre (*field-to-field*);

5) les effets indirects;

6) les niveaux d'organisation;

7) les échelles spatiale et temporelle; et

8) la récupération de l'écosystème (Landis & Yu, 1995 : 262-263).

2.5. Phase 3 : Caractérisation du risque

La troisième phase, ou «la phase finale» d'une évaluation écologique du risque est la **caractérisation du risque** (Landis & Yu, 1995 : 264; Norton et al., 1995 : 710; US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 285, 304).

Elle «intègre les résultats des analyses de l'exposition et des effets écologiques pour évaluer la probabilité des effets écologiques associée à l'exposition à un facteur de stress» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 313; Annexe II). La caractérisation du risque est «le sommaire résultant de [la phase de] l'analyse de risque qui sert, pour l'analyste de risque, d'entrée à la gestion du risque³⁶» (Suter, 1993 : 59; Annexe III). De façon spécifique, elle est «un processus

- a) d'intégration des évaluations de l'exposition et des effets pour estimer le risque; et
- b) de résumé et de description des résultats d'une analyse de risque pour un gestionnaire de risque, le public ou d'autres tenants (*stake-holders*)» (ibid. : 504).

Pour l'écotoxicologue, cette troisième phase peut porter le nom d'**extrapolation du risque** (*risk extrapolation*) et représenter «la troisième étape d'une évaluation du risque qui implique l'extrapolation de données toxicologiques d'une espèce à d'autres» (Forbes & Forbes, 1994 : 52). Elle a pour but «d'arriver à la production de l'estimation d'une exposition sécuritaire (*safe exposure*)» (ibid.).

De façon générale, la phase de caractérisation du risque a pour but (*purpose*) «de fournir un portrait complet de l'analyse et des résultats» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 285). Elle vise, en d'autres mots, «à décrire le risque au regard des points définis d'évaluation identifiés dans la phase de formulation du problème» (Norton et al., 1995 : 710).

La phase de caractérisation du risque doit considérer les cinq éléments suivants :

- 1) «prédire le temps de récupération requis d'une composante écologique soumise à un facteur de stress»;
- 2) «combinaison des facteurs de stress chimiques et non chimiques dans la caractérisation du risque»;
- 3) «incorporer des niveaux d'effet critique dans la caractérisation du risque»;
- 4) «quantifier au mieux l'incertitude»; et

³⁶ «... *the summary output of the risk analysis which serves as the risk analysts' input to risk management*)» (Suter, 1993 : 59).

5) «développer des techniques alternatives d'expression de l'incertitude dans la caractérisation du risque» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 311). En bref, cette phase «utilise les résultats des analyses de l'exposition et des effets écologiques pour évaluer la probabilité d'effets écologiques adverses associés à l'exposition à un facteur de stress» (ibid. *in* ibid. : 285). Elle inclut un sommaire des principes (*assumptions*) privilégiés, des incertitudes scientifiques ainsi que des forces et faiblesses de l'analyse (ibid. *in* ibid. : 285).

De plus, «la signification écologique du risque est commentée (*discussed*) au regard des types et amplitudes des effets, de leurs formes (*patterns*) spatiale et temporelle et de leur potentiel de récupération» (ibid. *in* ibid. : 285). En d'autres mots, la phase de caractérisation du risque doit comprendre la signification écologique des effets adverses (*ecological significance of adverse effects*) , «incluant la considération des types et amplitudes des effets, leurs formes (*patterns*) spatiale et temporelle et leur potentiel de récupération (*likelihood of recovery*)» (ibid. *in* ibid. : 313).

«La principale composante de la caractérisation du risque est l'intégration des résultats des évaluations de l'exposition et de l'effet pour obtenir une estimation du niveau d'effets qui résultera de l'exposition. L'intégration des évaluations de l'exposition et des effets nécessite que leur dynamique soit exprimée en termes de dimensions communes. Les effets d'une exposition à un polluant (*effects of exposure to a toxicant*) peuvent être définis par une surface dans un espace quadridimensionnel (*can be defined by a surface in a four-dimensional space*) (Suter, 1993 : 59).»

La phase de caractérisation du risque «conclut le processus d'évaluation du risque et fournit une base pour les discussions entre les évaluateurs de risque et les gestionnaires de risque pavant la voie de la prise de décision législative (*that pave the way for regulatory decision-making*)» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 311). La discussion entre gestionnaires et scientifiques doit notamment porter sur les résultats de l'évaluation du risque au regard des hypothèses émises au début du processus (ibid. *in* ibid. : 304).

Dans le réseau fonctionnel proposé par l'EPA, la phase de caractérisation du risque comporte deux grandes étapes soit, l'**estimation du risque** et la **description du risque**.

La première se concrétise par l'intégration des données portant sur l'exposition et les effets résultant de la phase précédente, et également, par une analyse de l'incertitude.

L'étape de description du risque devient opérationnelle par l'élaboration d'un résumé du risque écologique (*ecological risk summary*) et une interprétation de la signification écologique (*ecological significance*).

2.5.1. Étape 1 : estimation du risque

L'estimation du risque (*risk estimation*) «consiste en une comparaison des profils d'exposition et de facteur de stress-réponse de même qu'en une estimation et un résumé des incertitudes qui y sont associées» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 304).

Dans cette étape, «l'intégration de l'exposition et des effets conduit à une estimation déterministe d'un niveau d'effet attendu ou à l'identification d'une exposition qui excède un point d'entrée d'effets significatifs» (Suter, 1993 : 78). De façon générale, le risque peut être décrit en tant que «probabilité conjointe où chacune des dimensions pertinentes d'un effet sur le point défini d'évaluation va comprendre (*will assume*) un ensemble de valeurs particulières correspondant au point défini d'évaluation» (ibid.). Ces «probabilités résultent du type d'incertitude reconnu et estimé, des modèles utilisés pour estimer les valeurs et de la manière par laquelle l'incertitude est propagée dans le modèle» (ibid.). Ces probabilités et les représentations graphiques de leur distribution peuvent servir d'*input* au processus de gestion du risque (*can be input to risk management process*) (ibid. : 79).

Différentes techniques peuvent être utilisées pour l'estimation du risque : la comparaison d'une exposition individuelle et des valeurs d'effets, la comparaison des distributions de l'exposition et des effets, l'utilisation de modèles de simulation (Norton et al., 1995 : 710). En soi, ces techniques ou approches servent à mettre en œuvre l'intégration des données sur l'exposition des effets.

2.5.1.1. Étape 1.1 : Intégration des données sur l'exposition et les effets

Selon Suter, quatre dimensions doivent être considérées ici. Il s'agit d'abord d'éléments reliés aux effets d'une exposition à un polluant, soit «la concentration de la substance à laquelle sont exposés les organismes» et «la durée de l'exposition (*duration of exposure*)» (1993 : 59). Les deux autres aspects à considérer dans cette étape sont reliés aux effets, il s'agit de «la proportion des organismes, populations ou communautés répondant» et de «la sévérité de l'effet (*severity of the effect*)» (ibid.). Cependant, l'auteur indique que «même si ces quatre dimensions sont mesurables dans les tests de toxicité, la surface de réponse (*response surface*) est difficile à définir ou à conceptualiser et ne peut être illustrée graphiquement (*cannot be graphically portrayed*)» (ibid. : 61).

Au moins trois approches permettent l'intégration des profils d'exposition et de facteurs de stress-réponse; leur sélection dépendra du but de l'évaluation de même que des contraintes temporelles et celles reliées aux données (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 304).

La première approche est la comparaison des valeurs d'exposition et d'effet simple (*single effect and exposure values*), elle se nomme également la méthode du quotient (*quotient method*) (Barnhouse et al., 1986 *in* ibid.). En bref, cette approche utilise les valeurs d'effet du profil de facteur de stress-réponse qui peuvent être «ajustées» à l'aide des facteurs d'incertitude ou de sécurité (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 304). L'estimation du risque est obtenu par «le taux (*ratio*) ou le quotient de la valeur d'exposition sur la valeur de l'effet» (ibid. *in* ibid.). En d'autres mots, il s'agit de diviser la concentration environnementale attendue (*expected environmental concentration*) par le danger, soit la concentration produisant un effet environnemental inacceptable (Landis & Yu, 1995 : 265). Si «le quotient est de un ou plus, on considérera qu'un effet adverse se déroulera probablement». Les auteurs indiquent toutefois que cette approche est «la moins probabiliste» en plus d'être «largement dépendante du jugement professionnel» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 304). Par conséquent, il semble qu'un «meilleur aperçu de l'amplitude des effets attendus à différents niveaux d'exposition peut être obtenu par l'évaluation de la courbe facteur de stress-réponse plutôt que d'un simple point et en considérant la fréquence, le *timing* et la durée de l'exposition» (ibid. *in* ibid. : 304, 306).

La seconde approche pour intégrer les profils d'exposition et de facteurs de stress-réponse «utilise les distributions des effets et de l'exposition (contrairement aux valeurs simples – *as opposed to single values*) et rend ainsi plus facile le développement d'une

estimation probabiliste du risque» (ibid. *in* ibid. : 306). La quantification du risque se caractérise alors par l'interface (*overlap*) entre les deux distributions : plus elle est large, plus le risque est grand (ibid. *in* ibid.).

L'utilisation de modèles de simulation représente la troisième approche pour intégrer les profils d'exposition et de facteur de stress-réponse. La sélection du modèle dépendra de l'intérêt pour les effets directs ou indirects, du statut de validation du modèle (*validation status*) et de son histoire d'utilisation (*use history*) (ibid. *in* ibid.). Les auteurs présentent cette approche comme étant une voie prometteuse pour l'évaluation écologique du risque, car elle augmente l'efficacité de la discussion des résultats de la caractérisation du risque avec les questionnaires surtout «lorsque la relation entre les risques de certains points définis de mesure et du point défini d'évaluation n'est pas apparente (*readily apparent*)», comme c'est le cas pour certains effets indirects (ibid. *in* ibid.).

2.5.1.2. Étape 1.2 : Analyse des incertitudes

À l'intérieur de la phase de caractérisation du risque, l'ensemble des incertitudes décrites et, le cas échéant, quantifiées lors de la phase d'analyse est repris et résumé (Norton et al., 1995 : 708).

Dans cette étape, «la description et l'analyse de l'incertitude de la caractérisation des effets écologiques sont combinées aux analyses d'incertitude des autres éléments de l'évaluation écologique du risque» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 303).

L'analyse de l'incertitude identifie et tente de quantifier l'incertitude dans les phases de formulation du problème, d'analyse et la caractérisation du risque (ibid. *in* ibid. : 306). La sortie (*output*) de ce processus d'analyse «est une évaluation de l'impact des incertitudes sur l'ensemble de l'évaluation et, lorsque c'est possible, une description des manières par lesquelles l'incertitude pourrait être réduite» (ibid. *in* ibid.).

Selon l'EPA, toute évaluation du risque peut contenir des incertitudes dans :

- 1) l'élaboration «du modèle conceptuel» de la phase de formulation du problème, à ce stade, les auteurs précisent que les incertitudes s'y retrouvant sont probablement «les plus difficiles à identifier, quantifier et réduire»;
- 2) «l'incomplétude des données ou de l'information sur laquelle se base l'évaluation du risque»;
- 3) la dispersion naturelle et stochastique (*stochasticity- natural variability*) des facteurs de stress, des composantes écologiques et des facteurs les influençant; et
- 4) les erreurs «introduites dans le plan expérimental (*experimental design*) ou les procédures relatives à la mesure et à l'échantillonnage (*procedures used for measurement and sampling*) (...) [ou] pendant le développement du modèle de simulation» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 307-308).

Dans le même ordre d'idées, Osenberg & Schmitt précisent que l'incertitude «provient des limitations inhérentes aux deux processus scientifiques qui composent l'évaluation d'impact environnemental :

- 1) le processus prédictif (...) récemment nommé «évaluation du risque» (Suter, 1993), et
- 2) le processus postdictif (*postdictive process*) (...) parfois appelé «évaluation rétrospective du risque», (...) «évaluation sur le terrain» (*field assessment*)» (1996 : 3-4).

2.5.1.3. Considérations pratiques

«Dans le cas où des données additionnelles ne peuvent être recueillies, le rôle du jugement professionnel et l'utilisation de principes judiciaires (*judicial use of assumptions*) s'avèrent critiques pour compléter l'évaluation» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 307).

En ce qui concerne la dispersion naturelle (*natural variability*), elle peut être «soumise aux techniques d'analyses quantitatives, incluant la simulation Monte Carlo et l'analyse statistique de l'incertitude³⁷» (O'Neill & Gardner, 1979; O'Neill et al., 1982 *in* Landis & Yu, 1995 : 307). La simulation Monte Carlo est une «technique utilisée pour obtenir de l'information sur la propagation de l'incertitude dans les modèles de simulation mathématique. Elle est un processus itératif impliquant une sélection aléatoire de la valeur des paramètres des modèles de distributions de fréquence spécifique, de simulation du système et de rendement des valeurs prédites (*output of predicted values*). La distribution des valeurs de rendement

³⁷ «...is amenable to quantitative analyses including Monte Carlo simulation» (O'Neill & Gardner, 1979; O'Neill et al., 1982 *in* Landis & Yu, 1995 : 307).

(*distribution of the output values*) peut être utilisée afin de déterminer la probabilité d'action de n'importe quelle valeur particulière étant donné l'incertitude des paramètres» (Suter, 1993 : 503).

Suter & Barnthouse expliquent l'inadéquation de privilégier l'utilisation de principes de conservation (*conservative assumptions; conservation assumptions*) par les évaluateurs de risques plutôt que l'estimation de l'incertitude en en présentant les désavantages du point de vue de la prise de décision (1993 : 28-29). En s'appuyant sur Paustenbach (1990), les auteurs précisent que l'utilisation de principes de conservation est «inconsistante (...) [parce qu']il est toujours possible de concevoir une situation pire et plus improbable», elle «tend à cacher l'incertitude et l'erreur (...) dans les estimations d'exposition et d'effets» et enfin, le «conservatisme sous-tend qu'il n'y a pas de coûts sociaux ou environnementaux à régler à partir des faux positifs (*no societal or environmental costs of regulating false positives*). En fait, la remédiation ou la réglementation résultent souvent en transferts intermédiaires des polluants ou de leur remplacement par un produit dont les propriétés n'ont pas été clairement étudiées (*remediation or regulation often result in intermedia transfers of treated pollutants or replacement of one product with another whose properties are not well studied*)» (ibid. : 29).

Dans le domaine de l'évaluation écologique du risque, il est possible de retrouver des recommandations quant aux types de facteurs d'incertitude et leur taille (*size*); à cet effet, il est possible de consulter par exemple Calabrese & Baldwin (1993 : 88-89). Cependant, certaines distinctions s'appliquent quant à la variabilité de la taille des facteurs d'incertitude entre les procédures d'évaluation écologique du risque et celles d'évaluation du risque pour les humains.

2.5.2. Étape 2 : Description du risque

L'étape de description du risque comprend deux éléments, soit un **résumé du risque écologique** (*ecological risk summary*) et une **interprétation de la signification écologique** (*ecological significance*) (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308; Landis & Yu, 1995 : 266).

2.5.2.1. Étape 2.1 : Résumé du risque écologique

Le résumé du risque écologique «résume les résultats de l'estimation du risque et discute des incertitudes associées à la formulation du problème, l'analyse et la caractérisation du risque» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308). De plus, il comporte une évaluation de l'intervalle de confiance des estimations de risque par une discussion sur la pondération de l'évidence³⁸ (ibid. *in* ibid.). En d'autres mots, «une fois les risques et incertitudes estimés, l'évaluateur résume les résultats et discute de l'intervalle de confiance de l'évaluation du risque (*discusses the overall confidence in the risk assessment*) (...) en considérant l'adéquation des données (*sufficiency of the data*), l'évidence de relation causale et toutes données pouvant servir à évaluer la pondération de l'évidence (*any ancillary data in weight-of-evidence evaluation*)» (Norton et al., 1995 : 710).

Enfin, ce résumé «peut se terminer par l'identification d'analyses ou de données additionnelles pouvant réduire l'incertitude des estimations de risques» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308).

De façon spécifique, pour l'EPA, les trois composantes d'un résumé du risque écologique sont les suivantes :

1) un résumé quantitatif ou qualitatif de l'estimation du risque et de l'incertitude et, dans la mesure du possible, il inclut une discussion sur la contribution relative des incertitudes identifiées lors de l'évaluation au regard de l'estimation du risque;

2) une discussion de la pondération de l'évidence (*weight-of-evidence discussion*) pouvant fournir des pistes au gestionnaire de risque quant aux conclusions de l'évaluation du risque. Elle devrait porter sur l'adéquation et la qualité des données (*sufficiency and quality of the data*), c'est-à-dire que la crédibilité des études réalisées dépend de leur capacité à caractériser les effets et l'exposition à un facteur de stress. Il faut également considérer la validité des données telle l'adhérence aux protocoles. Cette discussion doit de plus tenir compte de

³⁸ «...*assesses confidence in the risk estimates through a discussion of the weight of evidence*» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308).

l'information corroborante (*corroborative information*), c'est-à-dire que l'évaluateur doit incorporer toute information supplémentaire pertinente aux conclusions de l'évaluation. Enfin, le degré de corrélation entre la présence d'un facteur de stress et des effets adverses ou l'évidence de causalité doit être considérée; et

3) l'identification du besoin de réaliser des analyses additionnelles pourrait impliquer la nécessité de reprendre certaines parties de l'analyse, voire de la formulation du problème (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308-309).

Selon Landis & Yu, un élément crucial de cette section «est la prise de décision au regard de la précision de l'estimation du risque» (1995 : 266). Pour ces auteurs, la seconde composante d'un résumé du risque écologiques tel que présenté par l'EPA est d'une importance capitale. Ainsi, les décisions doivent être prises en fonction de trois aspects de l'analyse :

1) la qualité et l'adéquation des données;

2) les données dérivées d'études similaires qui pourraient appuyer les conclusions de l'évaluation du risque, et possiblement en augmenter la crédibilité – les auteurs indiquent toutefois que l'absence de similarités d'études antérieures pourrait expliquer un changement de paradigme; et

3) l'évidence de causalité (en termes de corrélation et non de cause à effet) cependant, les corrélations sont difficilement évaluables dans un écosystème car nombreuses sont celles qui peuvent être dues au hasard (*ibid.* : 266-267).

2.5.2.2. Étape 2.2 : Interprétation de la signification écologique

Cette seconde composante de la description du risque «décrit l'amplitude du risque identifiée au regard du point défini d'évaluation³⁹» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308).

«L'interprétation de la signification écologique place l'estimation du risque dans le contexte des types et de l'étendue des effets anticipés (*in the context of the types and extent of anticipated effects*)» (*ibid.* *in* *ibid.* : 309). L'interprétation prend appui sur le jugement professionnel; de façon générale, elle porte sur

1) la nature et l'amplitude des effets;

³⁹ «...describes the magnitude of the identified risks to the assessment endpoint» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 308).

2) la répartition spatiale et temporelle des effets (*spatial and temporal patterns of the effects*); et

3) le potentiel de récupération une fois le facteur de stress enlevé (*the potential for recovery once a stressor is removed*) (ibid. *in* ibid.).

Pour chacun de ces éléments, l'EPA émet certaines précisions.

D'abord en ce qui concerne la nature et l'amplitude des effets, il semble que «la signification relative de différents effets peut nécessiter une interprétation ultérieure, surtout lorsque des changements sont observés ou prédits dans plusieurs points définis d'évaluation ou de mesure» (ibid. *in* ibid.). Également, puisque «l'amplitude d'un effet dépend de son contexte écologique (...), il est important de considérer les effets dans le contexte de l'amplitude et de la probabilité d'action de l'effet (...) dans certains cas, la probabilité d'exposition à un facteur de stress peut être faible [par exemple un large déversement d'huile], mais l'effet qui en résulte peut être dévastateur» (ibid. *in* ibid. : 310).

Deuxièmement, l'interprétation de la signification écologique implique la considération des distributions spatio-temporelles des effets. Ainsi, l'étendue de la zone touchée par un facteur de stress pourrait être directement proportionnelle à son potentiel d'influence. Mais il est possible qu'un facteur de stress agissant sur une petite échelle présente des effets dévastateurs, parce que le milieu touché présente des ressources spécifiques pour certaines espèces (ibid. *in* ibid.). De même importance, la durée d'un effet, parce que celle-ci peut avoir un impact différent, selon la persistance du facteur de stress et le moment de développement où les organismes y sont exposés (ibid. *in* ibid.).

Troisièmement, une «évaluation du potentiel de récupération peut nécessiter des analyses additionnelles (...) dépendamment de la nature, de la durée et de l'étendue du facteur de stress» (ibid. *in* ibid.). En tenant compte également des objectifs de l'évaluation et des points définis d'évaluation, cette discussion peut considérer des effets possibles sur d'autres composantes écologiques n'ayant pas fait spécifiquement l'objet de l'évaluation, et ainsi situer les risques dans un contexte plus large (ibid. *in* ibid.). Toutefois, Landis & Yu précisent qu'il est sans doute improbable, voire «biologiquement impossible» qu'un écosystème puisse retrouver son état initial; à cet effet, ces auteurs recommandent plutôt d'orienter le questionnement sur la possibilité qu'un système puisse démontrer ultérieurement les propriétés initiales ayant servi pour choisir les points définis d'évaluation (1995 : 267).

2.6. Liens entre la gestion du risque et l'évaluation écologique du risque

Le domaine de la **gestion du risque** (*risk management*) présente plusieurs interfaces avec celui de l'évaluation écologique du risque.

Dans son réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque, l'EPA présente la discussion entre les gestionnaires de risque et les évaluateurs de risques comme étant une étape s'amorçant à partir des résultats de la phase de caractérisation du risque (phase 3). Distincte du processus d'évaluation écologique du risque, elle en est toutefois complémentaire. Les auteurs situent cette étape entre le processus d'évaluation écologique du risque et la gestion du risque (*risk management*) (Norton et al., 1995; US EPA 1992 *in* Landis & Yu, 1995).

Par ailleurs, Suter (1993) considère plutôt que cette discussion entre gestionnaires et chercheurs fait partie du processus d'évaluation écologique du risque et, par conséquent, elle s'intègre dans le réseau fonctionnel qu'il propose sous la forme de gestion du risque (*risk management*). De toute évidence, «l'efficacité de l'analyse de risque dépend du succès de l'interaction entre l'analyste et le gestionnaire de risque» (Suter, 1993 : 81).

Quoi qu'il en soit, les échanges entre gestionnaires et chercheurs poursuivent au minimum les trois buts suivants :

- 1) assurer une présentation claire et complète des résultats de l'évaluation du risque;
- 2) fournir l'occasion aux gestionnaires de risque d'évaluer l'ensemble des possibilités contenues dans l'évaluation du risque et, au besoin, de demander les clarifications nécessaires; et
- 3) identifier les activités de suivi de l'évaluation du risque, telles «le monitoring, des études de vérification des prédictions de l'évaluation du risque ou la collecte additionnelle de données pour réduire les incertitudes dans l'évaluation du risque» (US EPA, 1992 *in* Landis & Yu, 1995 : 311).

Il est clair que «les analystes de risque ne doivent pas réaliser le processus de décision à la place des gestionnaires de risque» (Suter, 1993 : 81). De même, les gestionnaires de risque n'ont pas à commander le type de données, les modèles ou les principes utilisés par les analystes; ils doivent cependant communiquer afin que l'analyse de risque soit pertinente et les décisions fondées (*ibid.*). Par conséquent, «les analystes de risque doivent s'assurer que les jugements posés par les gestionnaires de risque soient éclairés par une compréhension des acquis scientifiques (*scientific background*). De plus, l'analyste doit suffisamment comprendre les besoins et intérêts du gestionnaire de risque afin de réaliser la

caractérisation du risque» (ibid.). En fait, la sélection et l'implantation de stratégies de contrôle pour la gestion du risque prennent appui sur les données reliées à l'évaluation du risque, mais aussi au regard de considérations économiques, politiques et sociales, en plus de la faisabilité technique (*technical feasibility*) (Forbes & Forbes, 1994 : 53).

Dans le domaine de l'écotoxicologie, «les écotoxicologistes rattachés au gouvernement doivent tenir compte des besoins de l'industrie en plus des recommandations des chercheurs» (Forbes & Forbes, 1994 : 27).

«La sélection de critères de mesure (*testing criteria*) équilibrant les exigences de l'industrie et de la science nécessite une évaluation précise des coûts et bénéfices réels de substances artificielles pour la société»; aussi, afin de leur permettre une prise de décision éclairée, il est de l'intérêt de tous les écotoxicologues de soutenir les instances gouvernementales dans une prise de décisions éclairées (ibid.).

Les gestionnaires de l'environnement (*environmental managers*) ont pour objectif premier «d'établir des mesures de protection contre les effets nocifs des polluants environnementaux sur les diverses constituantes des écosystèmes» (Forbes & Forbes, 1994 : 62). En référence à Truhaut (1977), il s'agit là des mêmes visées que pour les recherches en toxicologie humaine et en écotoxicologie (*in* ibid.).

Un but commun de la réglementation et de la gestion de l'environnement (*environmental regulation and management*) est la «santé de l'écosystème» (*ecosystem health*) (Karr, Fausch, Agermeier, Yant, Schlosser, 1986, Schaeffer, Herricks, Kerster, 1988, Rapport, 1989, Costanza, 1992 *in* Cairns, 1995 : 719).

Pour Cairns & Niederlehner, une gestion efficace de l'environnement «requiert non seulement des techniques pour évaluer les dommages existants dans les systèmes naturels, mais également des techniques pour prédire les enjeux environnementaux des actions proposées (*environmental outcome of proposed actions*)», afin de ne pas seulement réagir après les faits et ainsi agir à titre préventif (1995 : 668). Idéalement, la protection de l'environnement implique «une prédiction précise des effets adverses d'une intervention» afin de permettre les modifications qui s'imposent «pour éviter ou minimiser les impacts anticipés» (Schmitt, Osenberg, Duros et Chesson, 1996 : 281).

Depuis leur contribution à l'identification des besoins pour rendre opérationnelle la première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, les gestionnaires de risque sont appelés à participer activement à l'ensemble du processus, afin d'émettre des recommandations légales ou politiques imprégnées de sens, s'appuyant non seulement sur les «besoins» de la population mais également sur la recherche-développement.

Dans les disciplines inhérentes au domaine de la protection de l'environnement, il semble clair que cette collaboration chercheurs-gestionnaires est nécessaire pour les partis impliqués. Par conséquent, les chercheurs ont un rôle indéniable à jouer quant à l'accessibilité de l'information dont ils disposent, tant en ce qui concerne la clarté de leurs propos que leur diffusion.

2.6.1. Restauration, protection et gestion des écosystèmes

L'**endommagement d'un écosystème** (*ecosystem damage*) est une diminution de la viabilité ou de la capacité de support d'un écosystème Forbes & Forbes (1994 : 40). Il est également «le processus de détérioration de la condition ou de la qualité [de l'écosystème] (...) et la nuisance (*harm*) ou la perte (*loss*) qui en résulte» Forbes & Forbes (1994 : 50). En bref, l'endommagement d'un écosystème signifie le processus dégradant ses conditions de même que sa détérioration.

La **santé d'un écosystème** (*ecosystem health*) est un but commun pour la réglementation et la gestion de l'environnement (*environmental regulation and management*; Karr, Fausch, Agermeier, Yant, Schlosser, 1986, Schaeffer, Herricks, Kerster, 1988, Rapport, 1989, Costanza, 1992 *in* Cairns, 1995 : 719).

Dans une visée administrative, la **protection de l'environnement** (*environmental protection*) a pour but «de faire en sorte que les caractéristiques du monde naturel jugées importantes par le public ne soient pas indûment dégradées» (Schmitt, Osenberg, Douros & Chesson, 1996 : 281). Et, comme son nom l'indique, l'Agence américaine de la Protection de l'Environnement (EPA) a pour mission de protéger l'environnement en ciblant les ressources environnementales qui posent problème et les aires géographiques le plus à risque (Norton et al., 1995 : 713, 704). De plus, les procédures (*guidelines*) proposées par l'EPA visent les trois objectifs suivants, soit de promouvoir la cohérence des évaluations de risques réalisées par l'Agence, de contribuer à l'amélioration de la qualité scientifique de l'évaluation de risques et, d'informer le public quant aux approches privilégiées pour évaluer les risques (ibid. : 703).

Dans cette optique, il est possible d'affirmer que les objectifs de l'EPA rejoignent ceux de la société au regard de l'écotoxicologie et de l'écologie de restauration (*restoration ecology*) qui sont : 1) le développement de modèles prédictifs qui pourront précisément estimer les effets de facteurs de stress sur des systèmes naturels avant leur utilisation ou, du moins, avant leur utilisation sur une large échelle; 2) la détection de dommages dans des systèmes naturels, le plus tôt possible, lorsque l'étendue des dégâts est encore minimale; 3) la restauration des systèmes naturels endommagés la plus près possible de leurs conditions estimées avant leur pollution; et 4) obtenir des moyens quantitatifs et objectifs de déterminer le succès ou l'échec des efforts de restauration (Cairns, 1995 : 724-725).

DEUXIÈME PARTIE

Introduction

Le chapitre précédent avait pour but de présenter le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque tel qu'utilisé notamment dans le domaine de l'écotoxicologie. Cette première synthèse nous sert de «cadre» de référence, puisque les propositions qui font l'objet de cette recherche, correspondent à la structure et aux éléments principaux de ce réseau fonctionnel. De façon spécifique, nous proposons une utilisation adaptée du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en écologie humaine et, particulièrement, dans le domaine de l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) auprès de personnes vulnérables.

Cette seconde partie regroupe les quatrième, cinquième et sixième chapitres de la thèse. Elle a pour but d'illustrer la transposition du réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque aux sciences humaines et, de façon particulière, dans le domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Les trois chapitres, correspondant chacun à une phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines, sont divisés en trois.

D'abord, une description de chaque phase et de ses étapes d'application est présentée ainsi que les propositions des auteurs en écologie humaine au regard de la structure de ce réseau fonctionnel.

La seconde section a pour but d'illustrer le potentiel d'utilisation du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines par une application au domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Enfin, la troisième section a pour but d'inventorier les problèmes à résoudre pour permettre l'application des étapes du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines et, de façon plus spécifique, dans le domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Nos propositions tentent de circonscrire des éléments de solution qui pourraient s'appliquer dans les différentes disciplines intéressées; cependant, leurs perspectives et leurs limites actuelles sont précisées pour notre domaine spécifique de recherche.

Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines

En sciences humaines, nous reconduisons de façon générale la définition d'un **réseau fonctionnel** d'une évaluation écologique du risque. Ainsi, nous pouvons le définir comme étant un champ notionnel de l'évaluation écologique du risque dont les termes sont définis et interreliés afin d'en illustrer la démarche, le procédé ou le processus de recherche ou de décisions.

Tel qu'illustré par la Figure 3, le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines se compose de trois phases, soit la formulation du problème, l'évaluation et la caractérisation du risque qui comportent des étapes d'application particulières.

Dans cette optique, une **évaluation écologique du risque en sciences humaines** est un processus itératif d'études d'effets écologiques adverses dans différents écosystèmes P-M permettant de définir, de quantifier et d'identifier leur acceptabilité. Par conséquent, le **risque** est la probabilité d'un effet écologique non désiré, nuisible, dans un écosystème P-M; en d'autres mots, le risque peut être la probabilité de l'action des effets adverses d'un facteur de stress sur la dynamique de l'écosystème.

Par ailleurs, un des avantages qu'offre ce réseau fonctionnel est qu'il permet de situer et d'organiser les propositions émises par les auteurs en écologie humaine sur le plan méthodologique.

Activités parallèles

Toute étude d'évaluation écologique du risque implique un ensemble d'activités parallèles pouvant être préalables, complémentaires ou tributaires de l'ensemble du processus pour alors servir d'*input*.

Ces activités parallèles sont donc essentielles pour la réalisation d'études d'évaluation écologique du risque sans toutefois être le propre de ce processus. De façon spécifique, elles relèvent de la relation entre les gestionnaires administratifs ou politiques d'un champ disciplinaire donné et les scientifiques responsables de l'évaluation écologique du risque. Les activités parallèles à l'évaluation écologique du risque peuvent également relever de la cueillette de données.

Liens entre gestionnaires et évaluateurs

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, la planification de la recherche implique une discussion entre gestionnaires et scientifiques en vue d'une entente sur les visées des études qui seront réalisées au regard de la discipline de l'écologie humaine concernée et, par conséquent, du ou des groupes de personnes cibles.

Cette première étape, préalable à l'application d'une évaluation écologique du risque, exige une organisation de la recherche dans laquelle les visions respectives des gestionnaires et des scientifiques sont mises en commun pour atteindre les buts scientifiques, sociaux et politiques. Cette étape de concertation est à la base du processus d'évaluation écologique du risque.

De façon spécifique, chacune des études qui pourront être réalisées s'inscrira dans une structure appelée programme de recherche. Dans ce contexte, un programme de recherche est un plan global et organisé où les orientations de recherche tiennent compte des considérations des gestionnaires et des scientifiques.

En outre, en écologie humaine, l'élaboration de tels programmes de recherches dans les études P-M est d'ailleurs fortement recommandée par Cronbach (1991).

Collecte, vérification et *monitoring* des données

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines, les données peuvent être recueillies avant, pendant et après l'application de l'ensemble de la démarche.

De façon générale, la collecte de données fait partie de la seconde phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque. Toutefois, il pourrait être possible que certaines études nécessitent une récolte additionnelle et imprévue de données.

Par ailleurs, des études de vérification peuvent permettre de valider le risque caractérisé par une évaluation écologique du risque, de suggérer des améliorations ou des orientations à privilégier pour des études ultérieures.

Enfin, il serait possible d'envisager des études de *monitoring* de données qui permettraient de maintenir l'écosystème cible dans un état jugé acceptable ou de mieux comprendre les éléments en interaction dans cet écosystème. De telles données peuvent, à leur tour, servir de point de départ à une nouvelle étude d'évaluation écologique du risque.

Notre proposition rejoint en partie les recommandations d'auteurs en écologie humaine dans lesquelles est soulignée l'importance de recueillir des informations complémentaires pour la réalisation d'études. Ainsi, Bronfenbrenner recommande d'incorporer aux devis de recherche P-M des évaluations non contextuelles du fonctionnement cognitif et socio-émotionnel en considérant leurs éléments comme étant «critiques du domaine de la personne» (Bronfenbrenner, s.d. : 14, 30). Pour l'auteur, ces évaluations non contextuelles sont d'une grande valeur pour toute recherche écologique (ibid. : 10). Dans un ordre d'idées complémentaires, Cronbach (1982 *in* 1991 : 90) suggère de plus que, «dans le déroulement d'une étude [écologique], le chercheur doit garder un registre le plus complet possible de variables supplémentaires et des transactions» suite aux observations réalisées sur le terrain.

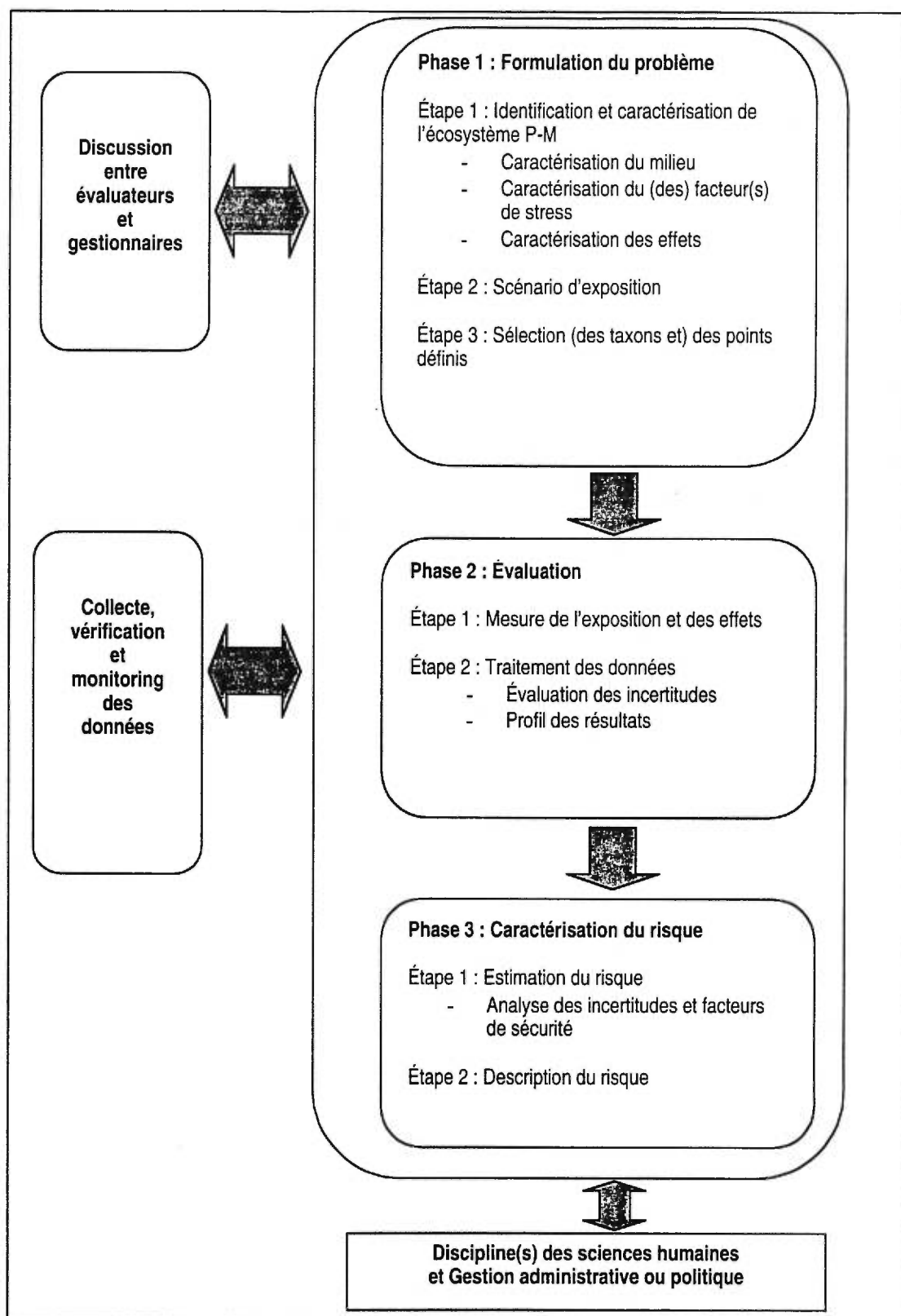


Figure 3 : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines

Chapitre quatrième : Première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines

1. Description

Phase 1 : Formulation du problème

La première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines est la **formulation du problème**. Elle est un processus de planification systématique ayant pour objet l'identification des éléments principaux qui doivent être considérés dans les études d'évaluation des risques au regard des visions sociopolitiques et scientifiques.

Au regard de la structure qu'offre le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque appliqué aux sciences humaines, il est possible de rattacher certaines recommandations des auteurs en écologie humaine à cette première phase.

Ainsi, «la première étape menant vers la compréhension des interactions, telles qu'elles se produisent dans la nature, est de préciser ce qui y est recherché» (McCall, 1991 : 143). Pour ce faire, certains auteurs tels Wachs & Plomin (1991) ou Bronfenbrenner (1993) recommandent l'utilisation de devis de recherche fondés sur des théories et s'appuyant sur des concepts clairs. Enfin, Cronbach (1991) insiste sur la nécessité que toute étude écologique doit être planifiée en s'inscrivant dans un programme de recherche.

Par sa nature écologique, notre proposition respecte ces grands principes. Le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines permet cependant d'aller au-delà de ces prescriptions générales en fournissant une structure qui permet de les situer, de les approfondir mais également de les rendre plus systématiques.

De façon spécifique, la phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque appliquée aux sciences humaines devient opérationnelle par l'application des trois étapes suivantes, soit l'identification et la caractérisation de l'écosystème P-M, l'élaboration d'un scénario d'exposition et la sélection de points définis.

Étape 1 : Identification et caractérisation de l'écosystème P-M

Sans référer explicitement à cette étape, les auteurs en écologie humaine émettent un ensemble de recommandations générales mais éparées. Pour Wachs (1991 : 174), une des composantes caractéristiques de toute théorie permettant de fonder des devis de recherches en écologie humaine est la composante systémique. Pour l'auteur, cette composante reflète la nature multidimensionnelle de toute interaction qui implique que «les combinaisons de variables peuvent avoir des effets uniques qui ne pourraient être vus si elles étaient étudiées de façon isolée» (ibid.).

Également, l'identification de l'écosystème et de ses composantes en interaction peut rejoindre l'argumentation de nombreux auteurs cités par Wachs lorsqu'il précise que «ce ne sont pas toutes les variables environnementales, organismiques ou résultantes» qui vont interagir en même temps, tout le temps (McCall; Plomin; Rutter & Pickles; Sackett; Wachs, 1991 *in* ibid. : 172). D'où la nécessité d'effectuer un choix qui s'appuie, selon cet auteur, sur une théorie adéquate.

En écologie du développement humain, Bronfenbrenner (s.d.; 1996) recommande de fonder les devis de recherche sur le «modèle processus-personne-contexte-temps» (modèle PPCT), selon une perspective micro-, méso-, exo- ou macrosystémique, au regard des éléments suivants :

- 1) des issues du développement, qui font appel aux mesures du fonctionnement cognitif, émotionnel ou social;
- 2) des processus proximaux dont on présume l'existence pour avoir contribué à la production des issues de développement, comme par exemple les interactions parents-enfants, les jeux créatifs;
- 3) des caractéristiques personnelles ayant pu influencer le fonctionnement des processus proximaux, telles l'âge, le sexe, le tempérament, la motivation ou les croyances personnelles;
- 4) des caractéristiques de l'environnement général et immédiat ayant pu exercer une influence sur l'établissement et le fonctionnement des processus proximaux; et
- 5) de la mesure d'au moins une de ces variables présentes à différentes périodes de la vie (Bronfenbrenner, s.d. : 5).

Bronfenbrenner (s.d. : 51-53) précise également que tout devis de recherche en écologie du développement humain doit considérer les caractéristiques de l'environnement

immédiat de la personne incluant les personnes significatives, les relations intimes, les contraintes du milieu, des objets ou des symboles dans une optique longitudinale. De même, McCall (1991 : 156, 157) et Wachs (1991 : 174) insistent sur l'identification des éléments de l'environnement pour tout devis de recherche P-E⁴⁰ ou celles de Rutter & Pickles (1991 : 114) qui parlent de la délimitation (*delineation*) des caractéristiques cruciales que sont l'environnement et la personne pour toute étude P-E. Enfin, pour les études G-E, Plomin & Hershberger (1991 : 35, 38) indiquent clairement d'inclure des variables environnementales.

La première étape de la phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines est celle de l'identification et de la caractérisation des composantes Personne et Milieu en interrelation dans le(s) milieu(x) cible(s). Cette étape doit permettre une description qualitative des composantes en interaction faisant l'objet des études ou taxons; ces derniers doivent par conséquent être clairement définis.

Dans une évaluation écologique du risque appliquée aux sciences humaines, un **écosystème** est un ensemble des éléments vivants (biotiques) et non vivants (abiotiques) en interrelation faisant l'objet d'une étude. En d'autres mots, l'écosystème est une unité fonctionnelle permettant de circonscrire les éléments biotiques et abiotiques en interrelation.

De façon globale, l'écosystème est ce qui permet de délimiter le ou les milieux dans lesquels se dérouleront les études, les caractéristiques du ou des êtres humains ciblés de même que les interactions entre ces éléments. Enfin, une évaluation écologique du risque implique d'entrée de jeu qu'un facteur de stress soit présent dans l'écosystème à l'étude; par conséquent, celui-ci doit également être clairement circonscrit.

Caractérisation du milieu

Par ailleurs, bien que le terme environnement soit largement utilisé dans la littérature anglophone, nous lui préférons le terme milieu, lorsqu'il s'agit d'exprimer une réalité objective contextuelle et multidimensionnelle. À l'instar de Rocque (1999), nous définissons le **milieu** comme étant «une réalité multidimensionnelle et contextuelle constituée par l'ensemble des éléments physiques, chimiques, climatiques, biologiques, culturels et sociaux qui interagissent avec les êtres humains» (p.167-168). Dans cet ordre d'idées, l'**environnement** est le milieu tel

⁴⁰ Afin de respecter le vocabulaire utilisé par les auteurs, les termes milieu et environnement sont synonymes, à moins d'indications spécifiques.

que perçu et interprété par chaque personne d'un écosystème donné. Il est ainsi possible d'affirmer qu'un milieu comporte autant d'environnements qu'il contient d'environnés, c'est-à-dire de personnes dans un écosystème donné.

La délimitation d'un milieu nécessite d'en cerner les frontières; cette opération peut être réalisée au moins de trois façons : par une définition *a priori*, par les propriétés que pose le problème de recherche, par l'utilisation du cadre d'application d'un modèle choisi, d'une frontière politique ou d'une distance jugée raisonnable.

Pour l'heure, l'analogie entre milieu de contrôle (ou de référence) et milieu actuel, renvoie à la considération, pour les sciences humaines, de situations d'expérimentation en milieu «naturel» ou en milieu expérimental ou de simulation. Dans la mesure où des études en sciences humaines s'inscrivent dans une évaluation écologique du risque, cela pourrait signifier que la délimitation du milieu doit faire état du ou des types de milieux de même que de leurs caractéristiques.

Caractérisation du (des) facteur(s) de stress

Dans la mesure où facteur de stress et polluant peuvent être synonymes, l'image «populaire» du terme polluant est souvent associée à son aspect de toxicité, relevant ainsi du domaine de l'analyse toxicologique ou écotoxicologique des risques pour la santé humaine. Ainsi, pour éviter toute ambiguïté, le terme polluant peut être utilisé sur le plan métaphorique, mais nous lui préférons celui de facteur de stress.

Un **facteur de stress** est un altéragène nuisant à une partie ou à l'ensemble d'un écosystème. Outre le caractère de nuisance ou d'entrave, d'inhibition, d'impact négatif ou d'effet nuisible d'un facteur de stress, ses autres caractéristiques sont sa nature (physique, chimique, biologique ou sociale), son intensité ou sa concentration, sa durée, sa fréquence, son timing (moment(s) où se produit l'action du facteur de stress) et son étendue spatiale.

À tout le moins, les estimations de la provenance des émissions de facteurs de stress, c'est-à-dire de la source ou des sources de facteurs de stress dans l'écosystème ciblé doivent être considérées. De même, il importe de considérer les types d'émissions de facteurs de stress : directes ou indirectes; habituelles, ponctuelles ou accidentelles.

Caractérisation des effets (écologiques)

L'exposition d'une personne à un facteur de stress permet de préciser l'effet négatif ou inhibiteur de ce facteur de stress. Cette exposition est en fait une autre façon de nommer l'interaction, la coaction ou le contact entre un facteur de stress et la personne.

L'exposition d'une personne à un facteur de stress peut varier dans sa durée (instantanée, ponctuelle, brève ou continue) et dans son intensité. Par exemple, une exposition peut être qualifiée de brève et d'intense (puissante) lorsqu'un effet négatif, perturbateur ou inhibiteur est jugé important et est de courte durée.

Un **effet écologique** est défini comme étant tout impact dans l'état ou la dynamique d'un écosystème; il est le résultat d'une exposition à un facteur de stress. Sur le plan métaphorique, il est possible d'affirmer qu'un effet écologique est synonyme d'effet adverse en ce sens qu'il résulte d'un stress ou d'une pollution, c'est-à-dire de l'action d'un ou plusieurs facteurs de stress (ou polluants) produisant un changement indésirable, non souhaitable parce qu'inhibiteur ou nuisible, dans l'état ou la dynamique de l'écosystème ou de ses composantes. En bref, dans le cadre d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines, un effet écologique est un impact nuisible dans l'état ou la dynamique de l'écosystème ou de ses composantes résultant d'une exposition à un facteur de stress.

Deux types d'effets écologiques peuvent être distingués selon l'influence qu'ils exercent, soit les effets directs et les effets indirects. De façon spécifique, on dira que certains effets écologiques exercent une influence indirecte lorsque leur incidence porte sur des éléments de soutien du milieu ou des ressources extérieures au milieu.

En résumé, les évaluations écologiques du risque en sciences humaines devraient préciser les facteurs de stress et les effets de leur exposition qui seront étudiés de pair avec les autres éléments de l'écosystème cible. Selon la discipline où serait effectuée l'étude, cette étape impliquerait par exemple de préciser des facteurs d'obstacle au développement humain, à l'intervention sociale, à l'intervention pédagogique, etc. et les effets directs et indirects.

Comme on peut le constater, cette première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines reprend de façon plus spécifique la nécessité d'une considération systémique pour la réalisation d'études en écologie humaine. D'une part, la structure qu'offre ce réseau fonctionnel permet de situer les prescriptions générales émises par les auteurs en écologie humaine et d'autre part, elle permet d'en

circonscire un vocabulaire qui lui est propre. Au regard de la problématique terminologique et conceptuelle qui prévaut en écologie humaine, ce dernier élément présente l'avantage de réduire certaines ambiguïtés qui demeurent dans les propositions émanant de l'écologie humaine. Par exemple, malgré les recommandations des auteurs en écologie humaine d'utiliser des termes et des concepts uniformes et clairs, les termes environnement et milieu sont utilisés indistinctement. Notre proposition tente de circonscire la spécificité de ces termes. Également, dans ce contexte, l'utilisation du terme variable pourrait faire davantage penser à des devis classiques de recherche en sciences humaines qu'à des devis écologiques de recherche. En ce sens, notre proposition se distingue des devis classiques en privilégiant l'identification et la caractérisation de taxons et, plus particulièrement, de points définis. Les étapes suivantes présentent d'ailleurs ces particularités des devis de recherche d'évaluation écologique du risque.

Étape 2 : Élaboration d'un scénario d'exposition

De façon générale, l'élaboration d'un scénario d'exposition est la résultante de l'étape d'identification et de caractérisation d'un écosystème P-M. Cette seconde étape, spécifique de la première phase d'une évaluation écologique du risque, ne trouve pas d'analogue dans les recommandations des auteurs en écologie humaine. Il est cependant possible de considérer la volonté générale des auteurs en écologie humaine au regard de la structure du réseau fonctionnel que nous proposons.

Ainsi, pour la composante processus du modèle PPCT, Bronfenbrenner recommande que les devis de recherche tiennent compte tant des processus pouvant faire obstacles au développement humain qu'à ceux pouvant le faciliter. En ce sens, les études se concentrant sur les processus qui peuvent entraver le développement humain peuvent s'inscrire dans la démarche que propose le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque.

De plus, pour cet auteur, un devis de recherche devrait évaluer les effets synergiques des concepts statiques combinés aux éléments dynamiques que sont les caractéristiques instigatrices du développement humain (Bronfenbrenner, s.d. : 14). Pour illustrer les influences et les sources différentes des processus concourant au développement humain, Bronfenbrenner (1986, 1988, 1989, s.d., 1996) suggère la présence de processus proximaux et de processus distaux. Dans le même ordre d'idées, Rutter & Pickles (1991 : 116) précisent

que, non seulement il est essentiel pour toute étude P-E de conceptualiser adéquatement les variables à l'étude, mais qu'il s'avère tout aussi essentiel d'amorcer ces études avec un ensemble d'hypothèses sur la nature des processus en jeu. Wachs indique également la nécessité que tout devis de recherche P-E comporte l'émission d'hypothèses sur la manière dont fonctionnent les interactions dans une population étudiée (1991 : 172).

Dans cette optique, l'élaboration d'un scénario d'exposition permet de rendre systématique la formulation d'hypothèses qui orienteront les recherches.

De façon spécifique, le scénario d'exposition qui doit être élaboré ici consiste en une description qualitative de la manière dont peut prendre forme une exposition des composantes écologiques à un facteur de stress, une fois l'écosystème identifié et caractérisé.

Le raisonnement analogique quant à l'élaboration de scénarios d'exposition peut s'appliquer dans la mesure où les études d'évaluation du risque en sciences humaines identifient les facteurs de stress (polluants) et leurs caractéristiques en fonction de leurs écosystèmes à l'étude et, par conséquent, en adéquation avec les visées respectives de leur discipline d'appartenance.

En effet, cette seconde étape de la phase de formulation du problème résulte de l'étape d'identification et de caractérisation de l'écosystème P-M à l'étude. Elle force le chercheur à émettre un ensemble d'hypothèses sur la manière dont une exposition peut prendre forme dans un milieu donné, en considérant les caractéristiques des facteurs de stress ou de leur action, dans un espace-temps. Le scénario d'exposition est donc la description qualitative de l'exposition d'une personne ou d'un groupe de personnes à un facteur de stress.

Étape 3 : Sélection des points définis (et des taxons)

En écologie, les taxons sont des unités de classification permettant de circonscrire l'écosystème à l'étude. Dans le cadre particulier d'une évaluation écologique du risque, l'utilisation du terme «point défini» (*endpoint*) est privilégiée. En d'autres mots, les points définis réfèrent aux taxons cibles d'une évaluation écologique du risque.

De la même façon que pour l'étape précédente, on ne retrouve pas d'analogie de cette troisième étape dans la littérature en écologie humaine. Tout au plus, certaines des propositions émises par les auteurs peuvent trouver une résonance générale.

Par exemple, McCall (1991 : 156) indique clairement la nécessité de préciser les variables organismiques et environnementales susceptibles d'interagir pour toute étude P-E. Dans le même ordre d'idées, l'auteur ajoute l'importance de considérer le facteur temps dans ces études (*ibid.* : 157). Il ne s'agit pas d'investiguer simultanément toutes les variables d'un système mais plutôt «d'utiliser une perspective systémique pour déterminer le choix des variables» qui feront l'objet des études (Wachs, 1991 : 175-176). McCall ajoute également qu'une théorie précise ou, à tout le moins, une compréhension claire du phénomène à l'étude permet d'orienter le choix de mesures adéquates et sensibles (191 : 154). Aussi, «la manière de définir les variables environnementales ou organismiques peut influencer l'observation d'une interaction⁴¹» (*ibid.* : 155).

De la même manière en ce qui concerne l'étude de l'interaction entre le génotype et l'environnement (G-E), Plomin & Hershberger (1991 : 35) indiquent la nécessité d'améliorer la conceptualisation, la mesure et l'analyse des variables organismiques, environnementales, modératrices d'interaction (*moderator interactions variables*), résultantes (*outcome variables*) et des combinaisons de ces variables avec des stades de développement.

Dans le domaine de l'éducation, outre les modèles dérivés de celui proposé par Bronfenbrenner depuis les années 70 (1975, 1976, 1977, 1979, 1986, 1989, 1993, 1994, 1996; par exemple, Benner, 1992; Cooper & Upton, 1990; Johnson, G.M., 1994; Johnson, J.M., 1991; Tyler, 1992), le «modèle systémique de la situation pédagogique» (Legendre, 1983,

⁴¹ «How one defines the environmental or organismic variable may determine whether an interaction is observed.» (McCall, 1991 : 155).

1993) permet une identification globale de l'écosystème pédagogique pouvant faire l'objet d'études.

Dans les milieux d'intervention sociale, outre les modèles s'appuyant sur les propositions de Bronfenbrenner (tels ceux de Garbarino, 1990, de Dunst, Snyder & Mankinen, 1989, de Holman & Stockols, 1994 ou de Knoff, 1984), le «modèle de la situation de formation» ou «modèle de la situation d'intervention» (Rocque, Langevin, Belley, 1997; Rocque, Langevin, Belley, Trépanier, Forget, Sercia, Dubreuil, Gilbert, Labelle et Méthé, 1996) consiste en une adaptation du modèle de la situation pédagogique pour répondre aux exigences et à la réalité des milieux d'adaptation et de réadaptation. On retrouve également le «modèle de processus de production du handicap» du Comité québécois et de la Société canadienne de la Classification Internationale des Déficiences, Incapacités et Handicaps (CQCIDIH/SCCIDIH, 1989, 1991, 1993) ou l'adaptation de ce modèle en «modèle de processus de production de situations de handicap» (Rocque, Trépanier, Langevin, Dionne, 1994, 1996) et «modèle de processus de production de situations de handicap pédagogique» (Trépanier, Rocque, Navarrete, 1999).

Non seulement ces modèles peuvent-ils servir de point de départ pour la caractérisation spécifique d'écosystèmes P-M, ils peuvent également aider à mieux visualiser l'écosystème cible, à élaborer des scénarios d'exposition et à sélectionner des points définis, dans l'optique d'une évaluation écologique du risque.

L'avantage de cette troisième étape du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines est qu'il permet de préciser exactement ce qui sera évalué ultérieurement, au regard du scénario d'exposition élaboré. Aussi, les seules considérations des auteurs en écologie humaine ne fournissent pas suffisamment de précisions aux chercheurs. Par conséquent, notre proposition quant à la sélection de points définis et de taxons prend tout son sens ici.

De façon spécifique, un **point défini** est une caractéristique d'une composante de l'écosystème pouvant être affectée par une exposition à un facteur de stress.

Deux types de points définis doivent être considérés lors d'études d'évaluation du risque : les points définis d'évaluation (*assessment endpoints*) et les points définis de mesure (*measurement endpoints*).

De façon générale, un **point défini d'évaluation** est une expression formelle des valeurs du milieu que l'on souhaite protéger. Un point défini d'évaluation est une

caractéristique d'une composante de l'écosystème que l'on considère «à risque», que l'on souhaite protéger d'une exposition à un facteur de stress. Un point défini correspond donc au(x) taxon(s) susceptibles d'être affectés «négativement» par un facteur de stress. Dans les sciences humaines, il semble que le point défini d'évaluation réfère à un ou plusieurs taxons de la composante personne en interaction dans un écosystème cible.

Les **points définis de mesure** sont des réponses mesurables à un facteur de stress reliées aux points définis d'évaluation choisis; il s'agit d'expressions formelles, souvent quantitatives, d'une réponse ou d'un résultat de la mesure d'une exposition à un facteur de stress observé ou mesuré.

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, la sélection des points définis répond aux impératifs des évaluations environnementales d'impact et de l'écologie générale. Appliquées aux sciences humaines, il semble possible d'appliquer ces exigences. De toute évidence, tout ce qui peut être mesuré ne le sera pas; par conséquent, le processus de sélection des taxons comme des points définis doit être reconnu, établi et déclaré. Le choix des taxons et des points définis ne devrait jamais s'effectuer à partir d'une liste écrite *a priori* mais plutôt en fonction du contexte et de l'impact en question. Cela signifie que, dans certains cas, des enquêtes ou études préliminaires doivent être réalisés; l'utilisation d'une approche qualitative peut alors s'avérer utile. Également, le recours aux théories et aux *insights* peuvent aider à distinguer les taxons pertinents pour la réalisation de l'étude, dans la mesure où le problème de recherche est clairement identifié.

De façon spécifique, les taxons (incluant les points définis) sélectionnés dans le cadre d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines doivent rencontrer les exigences suivantes.

Le premier critère de sélection des taxons est celui de la pertinence. Pertinence sociale d'abord, c'est-à-dire que les taxons sélectionnés doivent refléter les valeurs sociales et les buts politiques et pertinence écologique d'autre part, c'est-à-dire que les taxons sélectionnés reflètent les caractéristiques clés et interreliées de l'écosystème ciblé. Le critère de pertinence des taxons choisis doit également être considéré au regard des finalités de la discipline mère de l'étude.

Deuxièmement, les taxons sélectionnés doivent être mesurables; ce second critère de sélection implique qu'une définition opérationnelle est nécessaire pour chacun.

Le troisième critère auquel doivent répondre les taxons choisis est l'efficience, c'est-à-dire que chaque taxon permettra la récolte d'un maximum d'informations au moindre coût. En ce sens, les taxons doivent être sélectionnés pour leur caractère opportun, c'est-à-dire qu'ils devraient fournir de l'information rapidement en vue de permettre une action de gestion efficace. Ils permettent ainsi de diagnostiquer un «danger» particulier à la source du problème.

Cinquièmement, les taxons sélectionnés doivent être interprétables, c'est-à-dire qu'ils doivent permettre de distinguer les conditions acceptables des conditions inacceptables tant sur le plan scientifique que légal. Ce critère suppose également que les taxons choisis se retrouvent dans la littérature.

Les taxons doivent également être choisis pour leur caractère anticipatoire, dans le sens où ils doivent permettre de détecter une «dégradation» avant qu'elle ne soit trop importante.

Idéalement, les taxons choisis doivent être transférables, c'est-à-dire qu'ils devraient pouvoir s'appliquer à différents contextes d'études et ainsi présenter un potentiel de continuité de la mesure.

Par ailleurs, certains taxons devront présenter de plus une sensibilité à l'exposition polluante ou sensibilité à l'exposition de facteur(s) de stress. Par analogie, ces taxons susceptibles d'être affectés par un facteur de stress sont l'équivalents des **points définis** d'une évaluation écologique du risque. Aussi, les points définis sélectionnés relèvent directement du scénario d'exposition élaboré lors de l'étape précédente.

Au regard de l'aspect général des recommandations des auteurs en écologie humaine, cette troisième étape permet de systématiser le processus de sélection des taxons pour la réalisation d'études écologiques. De façon particulière, cette troisième étape permet de systématiser le processus de sélection de points définis dans le cadre d'études d'évaluation écologique du risque.

2. Perspectives pour le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles

Cette seconde section a pour but d'illustrer le potentiel d'application de la première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Telle que définie par Langevin (1999), l'Intervention Éducationnelle et Sociale (IÉS) est un domaine de recherche et de pratiques, interdisciplinaire et intersectoriel, centré sur le développement et le bien-être des personnes présentant un retard de développement intellectuel ou des troubles envahissants du développement, ou de façon plus large, des personnes vulnérables.

Étape préalable : Planification de la recherche

Dans un premier temps, avant d'entamer la phase de formulation du problème du réseau fonctionnel de l'évaluation écologique du risque, une planification de la recherche doit être réalisée de façon coordonnée et concertée par les scientifiques et les gestionnaires administratifs ou politiques du domaine de l'intervention éducationnelle et sociale.

Le programme de recherche du Groupe DÉFI Apprentissage (GDA) s'inscrit dans cette optique, de même que celui plus vaste du Consortium National de Recherche sur l'Intégration Sociale (CNRIS).

Le CNRIS est un partenariat de recherche intersectoriel (éducation, santé et services sociaux, organismes communautaires) et interdisciplinaire (écologie, ergonomie, ingénierie, orthopédagogie, psychoéducation, psychologie, etc.) sur l'éducation et l'intégration scolaire et sociale des personnes présentant des incapacités intellectuelles. Il est composé de deux équipes universitaires et de chercheurs affiliés à différentes universités et d'une chercheuse-boursière, de quatre centres de réadaptation, d'organismes communautaires et de milieux d'élaboration de politiques.

L'éducation des personnes présentant des incapacités intellectuelles est au cœur des préoccupations du GDA. De façon spécifique, les objets d'études du GDA sont les suivants :

1) l'étude des obstacles qui, en contexte d'intégration scolaire ou sociale, placent ces personnes en situation de handicap pédagogique;

2) l'aménagement de l'écosystème pédagogique en contexte d'intégration scolaire et sociale; et

3) la conception de processus pédagogiques susceptibles de favoriser l'apprentissage des connaissances et des habiletés essentielles au développement de l'autonomie.

Planifié sur sept ans et révisé annuellement, le programme de recherche du GDA s'articule autour de quatre axes dont les objectifs sont :

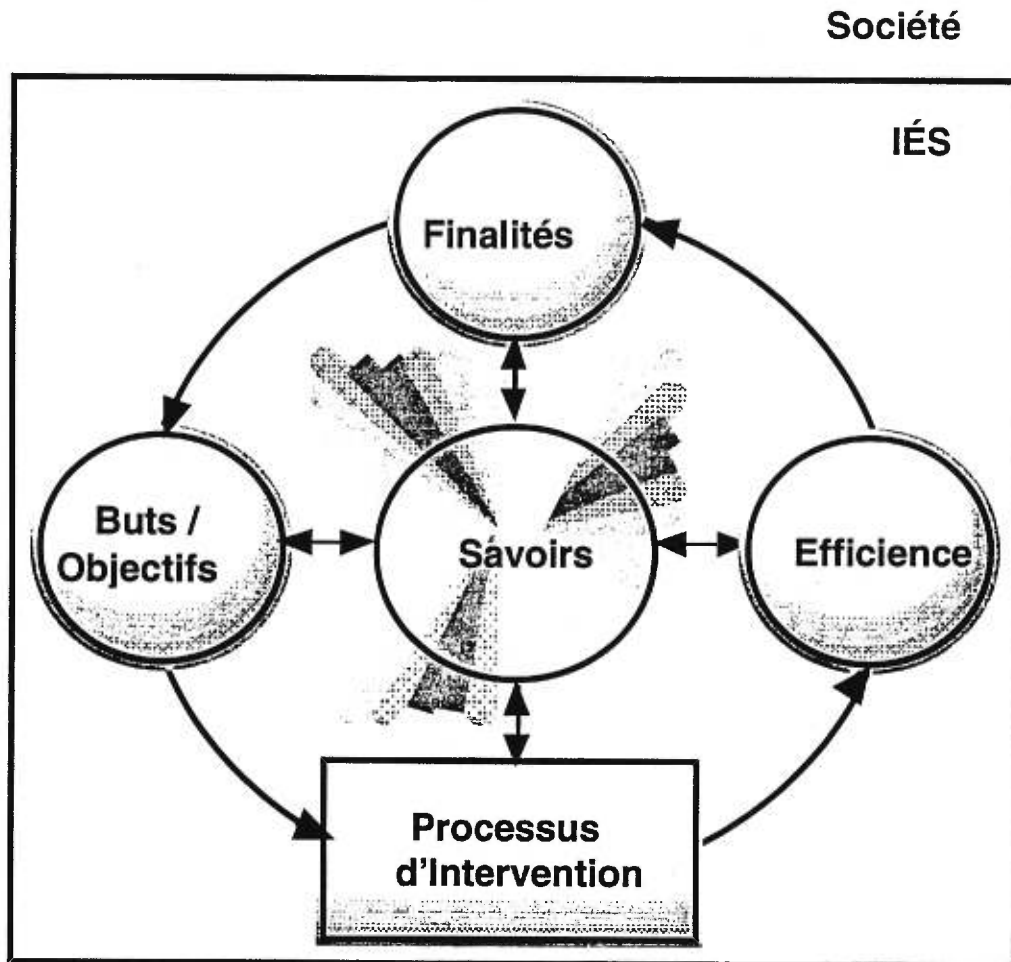
1) de clarifier la finalité de l'intervention éducationnelle et sociale auprès des personnes présentant des incapacités intellectuelles;

2) de déterminer un curriculum de développement de l'autonomie pour cette clientèle;

3) de sélectionner ou développer des processus d'intervention efficaces; et

4) d'évaluer le résultat de l'intervention.

Le modèle théorique sur lequel s'appuie le programme de recherche du GDA est le **cycle de l'intervention** (Langevin, 1999), adapté du **cycle de l'éducation totale** proposé par Legendre (1983; 1993). Illustré par la Figure 4, ce modèle permet de situer l'intervention éducationnelle et sociale auprès des personnes présentant des incapacités intellectuelles dans notre société. Ainsi, selon les orientations préconisées par la société, au regard de l'ensemble des connaissances de notre domaine (savoir), le cycle de l'intervention illustre l'importance de préciser la finalité de l'intervention et que celle-ci soit transposée en buts et objectifs afin qu'un processus d'intervention soit conséquemment mis en œuvre. L'examen du résultat obtenu pour évaluer l'efficacité de l'intervention au regard des éléments qui précèdent, termine et réapprovisionne à la fois le cycle de l'intervention. Dans ce contexte, l'avancement du savoir est tributaire de l'avancement des travaux menés dans chacune des composantes et l'ensemble du cycle peut ainsi être amélioré.



Langevin (1999)

Figure 4 : Cycle de l'intervention éducationnelle et sociale

Tant les milieux universitaires que les milieux de pratiques considèrent que le développement de l'autonomie est la finalité de l'éducation des personnes présentant des incapacités intellectuelles. La participation sociale est également une orientation adoptée par notre société pour l'intervention éducationnelle et sociale auprès de ces personnes.

Les travaux de recherche se préoccupant de la transposition en buts et objectifs du développement de l'autonomie se fondent sur la Taxonomie des habiletés à la vie communautaire (Dever, 1997)⁴².

⁴² Le résumé de cette taxonomie se trouve à l'Annexe VII.

Les travaux de recherche s'inscrivant dans la partie processus d'intervention du cycle de l'intervention éducationnelle et sociale portent sur l'ensemble des pratiques précises employées pour arriver à un objectif. Le processus d'intervention est illustré par des situations d'intervention qui se composent des éléments suivants en interrelation : Sujet (la personne présentant des incapacités intellectuelles), Objet d'apprentissage, Agent professionnel (orthopédagogue, enseignant, éducateur, etc.) ou Agent naturel (parent, pair) et Milieu (résidentiel, scolaire, de travail, etc.).

Enfin, l'évaluation du résultat obtenu au terme du processus d'intervention peut porter sur l'évaluation de l'efficacité du processus mis en œuvre en le comparant au résultat escompté ou sur l'évaluation des coûts de l'intervention en termes de temps et d'énergie consentis par les différents partis impliqués. D'autre part, une évaluation de l'efficience de l'intervention, c'est-à-dire le rapport efficacité/coûts, peut également être réalisée.

Au regard du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, la structure du programme de recherche du GDA correspond à l'étape préalable de planification de la recherche à partir de laquelle pourront être réalisées les activités de recherche. Par conséquent, les activités de recherche ainsi planifiées dans le GDA et, de façon plus globale, dans le CNRIS, peuvent se situer dans structure qu'offre le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines.

Toutefois, dans la mesure où l'on souhaite réaliser une évaluation écologique du risque en sciences humaines et, particulièrement, dans le domaine de l'IÉS, la caractérisation spécifique de l'écosystème qui fera l'objet d'étude devra cependant être réalisée, de même que l'élaboration de scénarios d'exposition et la sélection de points définis. L'axe de recherche du GDA auquel pourraient s'arrimer ces études serait celui du processus d'intervention en contexte d'intégration scolaire et sociale.

Modèles servant à baliser l'étape d'identification et de caractérisation de l'écosystème P-M

La première étape de la phase de formulation du problème d'une évaluation écologique du risque est l'identification et caractérisation de l'écosystème P-M.

Dans le domaine de l'éducation, comme il a été mentionné précédemment, des modèles dérivés du modèle PPCT de Bronfenbrenner sont souvent privilégiés pour la réalisation d'études. De même, en est-il pour le modèle systémique de la situation pédagogique de Legendre.

Au regard du programme de recherche du GDA, une première identification porte sur l'écosystème d'intervention (Rocque et al., 1997; Rocque et al., 1996). Cependant, cet écosystème est issu des propositions reliées à un schème conceptuel de l'écologie de l'éducation (Rocque, 1994; 1999) dans lequel sont présentés globalement les écosystèmes propres à ce domaine dont l'écosystème (ou éducosystème) pédagogique.

Par conséquent, nos propositions quant aux perspectives d'application du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque concernent à la fois l'écosystème pédagogique et l'écosystème d'intervention, dans la mesure où les modèles systémiques desquels ils sont issus soient davantage caractérisés pour les fins d'études écologiques.

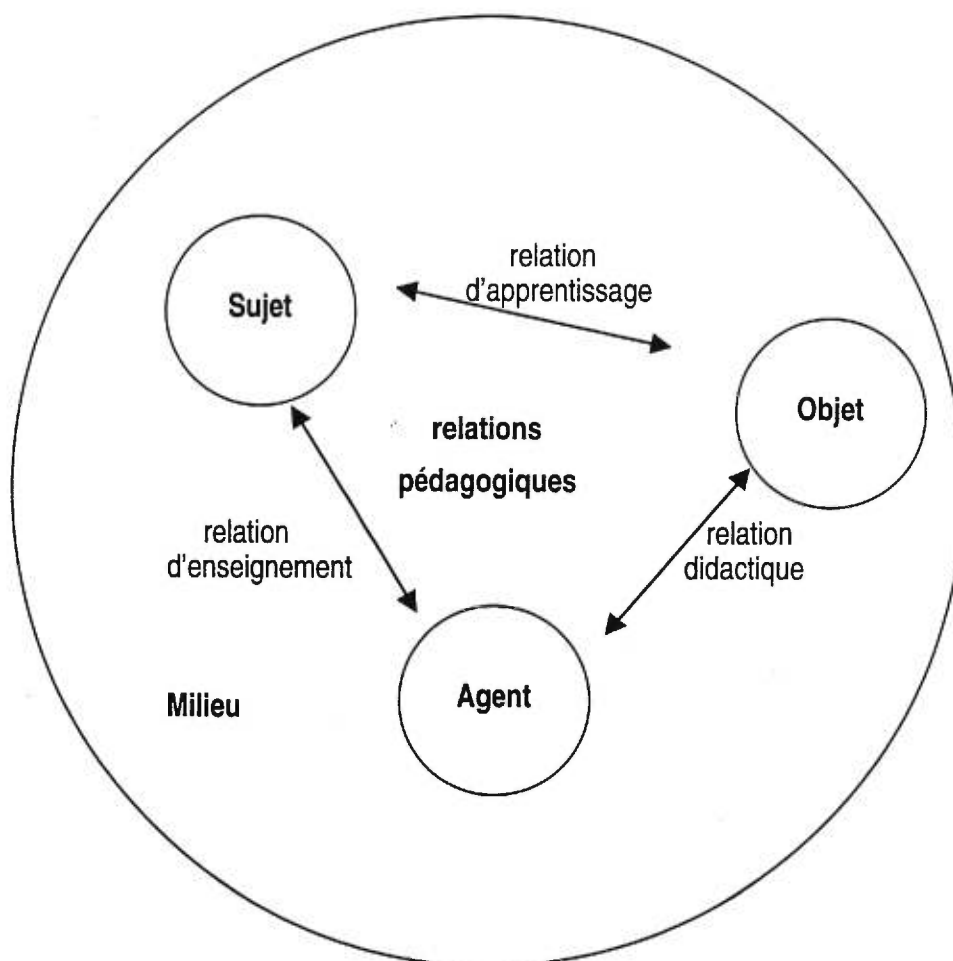
Pour l'écosystème d'intervention, les personnes ciblées sont celles qui présentent des incapacités intellectuelles, pour l'écosystème pédagogique, ces personnes peuvent être ciblées, de même que toute autre personne pouvant se retrouver en situation pédagogique. La portée de nos propositions pourrait donc s'étendre à d'autres populations que celles présentant des incapacités intellectuelles. Toutefois, nos principales préoccupations porteront sur cette seule population scolaire ou des centres de réadaptation.

Avant d'aborder les considérations spécifiques de cette première étape de la phase de formulation du problème, nous présenterons les modèles systémiques des situations pédagogique et d'intervention. Ce détour est essentiel à ce stade-ci car, à ces deux modèles, s'en ajoutent deux autres illustrant la présence potentielle de facteurs d'obstacles. Également, c'est au regard de ces deux derniers modèles que pourra être illustré un exemple d'élaboration de scénarios d'exposition et de sélection des points définis.

Modèle de la situation pédagogique

L'écologie de l'éducation est une «discipline para-éducationnelle qui a pour objet l'étude des interrelations qui s'établissent entre un apprenant ou un groupe d'apprenants et les éléments vivants et non vivants d'un milieu en vue du développement de l'apprentissage» (Rocque, 1999 : 132).

Dans son schème conceptuel de l'écologie de l'éducation, Rocque présente notamment les écosystèmes (éducosystèmes) pédagogique, scolaire et éducationnel pouvant faire l'objet des études. De façon spécifique, l'écosystème pédagogique est l'objet d'études de l'écologie pédagogique, laquelle relève de l'écologie de l'éducation, dont les composantes en interrelation s'appuient sur le **modèle de la situation pédagogique**, proposé par Legendre (1983; 1993 : 1167), où un Agent vient en aide à un Sujet dans l'acquisition ou la maîtrise d'un Objet d'apprentissage, dans un Milieu spécifique. Les relations entre les composantes de cette situation y sont également incluses. La représentation systémique du modèle de la situation pédagogique (Figure 5) permet de mettre en évidence ses composantes et leurs interrelations qui prennent la forme de relations pédagogiques, soit l'«ensemble des relations d'enseignement, d'apprentissage et didactique» (Legendre, 1993 : 1107).



Legendre (1983,1993 : 1168)

Figure 5 : Le modèle systémique de la situation pédagogique

La situation pédagogique est la «situation contextuelle où se déroulent les processus d'enseignement et d'apprentissage» (Sauvé, 1992 *in* Legendre, 1993 : 1167); elle est aussi l'«ensemble des composantes interreliées sujet-objet-agent dans un milieu» (Legendre, 1993 : 1167). Dans cette perspective, un «apprentissage est possible si, et seulement si, s'harmonisent les composantes Sujet-Objet et Agent dans un milieu donné» (ibid. : 1375).

Les définitions des éléments de la situation pédagogique ainsi que de leurs relations sont les suivantes :

- Sujet (S) : l'élève ou l'apprenant qui se caractérise selon les différentes sphères du développement humain (affective, cognitive, sociale, morale, etc.);
- Agent (A) : «ensemble des ressources humaines, matérielles et pédagogiques offertes au Sujet dans une situation pédagogique» (Legendre, 1993 : 28);
- Objet (O) : «objectif ou ensemble d'objectifs d'une situation pédagogique» (ibid. : 931);
- Milieu (M) : «ensemble des ressources humaines incluant les personnes autres que le Sujet et l'Agent (élèves, pairs, etc.), susceptible de contribuer à l'apprentissage, les opérations ainsi que les ressources matérielles mises au service de l'apprentissage et de l'enseignement. Ces ressources matérielles sont regroupées en 5 sous-ensembles principaux : les locaux, les équipements, le matériel didactique, le temps et les finances» (Rocque, 1994 : 275);
- la relation d'apprentissage est la «relation biunivoque entre l'Objet et le Sujet dans une situation pédagogique» (Legendre, 1993 : 1106);
- la relation d'enseignement est la «relation biunivoque entre le Sujet et l'Agent dans une situation pédagogique» (ibid. : 1107);
- la relation didactique est la «relation biunivoque entre l'Objet et l'Agent dans une situation pédagogique» (ibid.).

Modèle de la situation d'intervention

Transposé au domaine de l'intervention tel que vécu par les professionnels des centres de réadaptation auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, le modèle de la situation pédagogique a été aménagé en conséquence, d'abord sous les noms de modèle de la situation d'accompagnement et de modèle de la situation de formation (Rocque, Langevin, Belley, 1997; Rocque et al., 1997), puis sous le nom de modèle de la situation d'intervention (Rocque et al., 1996).

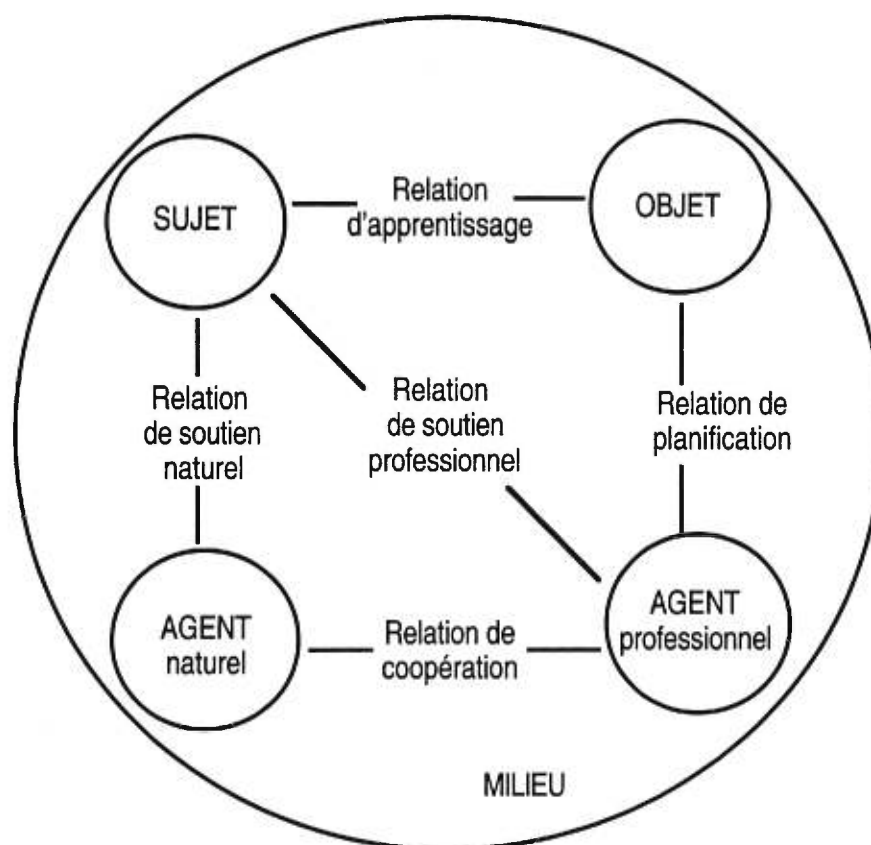
De façon générale, le modèle de la situation d'intervention reprend les composantes en interrelation du modèle de la situation pédagogique. La situation d'intervention est la situation contextuelle où se déroule l'intervention éducationnelle et sociale auprès d'un Sujet, par des Agents professionnel et naturel, en vue de la réalisation d'une tâche ou d'un apprentissage (Objet), dans un milieu donné. Les relations d'intervention (relations de soutien, d'apprentissage et de planification) composent également une situation d'intervention.

La Figure 6 illustre le **modèle systémique de la situation d'intervention**.

Les composantes et leurs relations sont les suivantes :

- Sujet (S) : la personne présentant des incapacités intellectuelles auprès de laquelle sont réalisées les interventions visant le développement de son autonomie et son intégration sociale;
- Objet (O) : objectif ou ensemble d'objectifs d'une situation d'intervention;
- Milieu (M) : contexte dans lequel se déroule la situation d'intervention qui se compose des éléments vivants (Agents professionnel et naturel) et non vivants (ex. matériel utilisé) d'une situation d'intervention;
- Agent professionnel (Ap) : éducateur spécialisé intervenant dans la situation, rémunéré pour intervenir;
- Agent naturel (An) : toute personne (parent, bénévole ou membre de la communauté) intervenant dans la situation;

- relation d'apprentissage : relation entre le Sujet et l'Objet d'une situation d'intervention; but de la situation d'intervention;
- relation de planification : relation établie entre l'Agent (professionnel surtout) qui exprime la structuration des objectifs d'intervention;
- relation de soutien An/S : relation établie entre l'Agent naturel et le Sujet;
- relation de soutien Ap/S : relation établie entre l'Agent professionnel et le Sujet;
- relation de coopération Ap/An : relation établie entre l'Agent professionnel et l'Agent naturel afin d'assister ce dernier dans son rôle auprès du Sujet.



(Rocque et al., 1996; Rocque et al., 1997).

Figure 6 : Le modèle systémique de la situation d'intervention

Modèle de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique

De façon générale, une personne vit une situation de handicap, lorsqu'un élément du milieu s'oppose à la réalisation de son activité (obstacle) (Rocque, Trépanier, Langevin, Dionne, 1994; 1996). Une situation de handicap est une perturbation dans l'action d'une personne résultant de l'interaction entre ses déficiences ou incapacités et un ou plusieurs obstacles d'un milieu qui entravent la réalisation d'une activité (ibid.).

C'est au regard de ces définitions, en fusionnant les modèles de la situation pédagogique (Legendre, 1983; 1993) et du processus de production du handicap (CQCIDIH/SCCIDIH, 1991; 1993) qu'est né un **modèle de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique**⁴³ (Trépanier, Rocque, Navarrete, 1999) illustré par la Figure 7. Les caractéristiques distinctives de ce modèle sont présentées ci-après.

De façon générale, une situation de handicap d'intervention pédagogique est une entrave contextuelle résultant d'une interaction entre les (déficiences ou) incapacités d'un Sujet et un ou plusieurs éléments du Milieu ayant un impact sur sa relation d'apprentissage et en compromet la réussite. En d'autres mots, il y aurait une situation de handicap d'intervention pédagogique lorsqu'un Sujet, compte tenu de ses caractéristiques, ne peut réaliser une tâche ou atteindre un objectif dans sa relation d'apprentissage.

Dans cette optique, les obstacles (entraves) peuvent provenir d'une part, des incapacités ou inhabiletés du Sujet et d'autres part, de l'inadéquation des moyens ou des stratégies mis en œuvre par l'Agent, lors de son intervention ou encore lors de sa planification. Ainsi, dépendamment des habiletés et des incapacités du Sujet, l'inadéquation des moyens ou des stratégies utilisés par l'Agent risque de se répercuter sur la relation d'apprentissage et conséquemment contribuer à la création d'une situation de handicap d'intervention pédagogique. Il en va de même en ce qui concerne les contraintes imposées par le Milieu.

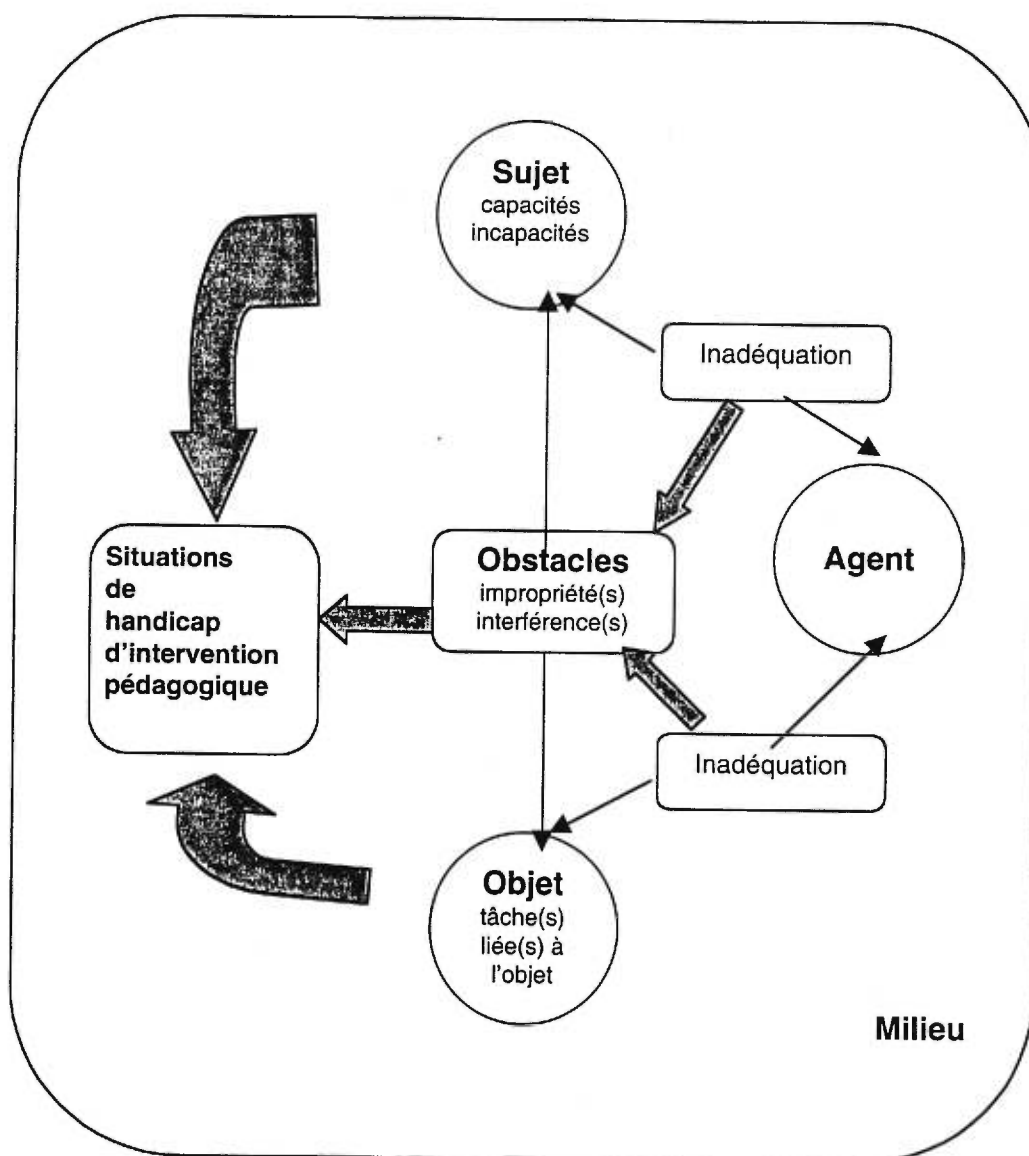
De façon spécifique, deux types d'obstacles sont susceptibles d'influencer la relation entre le Sujet et l'Agent et d'entraver la relation d'apprentissage, il s'agit des obstacles de type impropiété de l'Objet et des obstacles de type interférence. Les premiers se traduisent par

⁴³ Dans ce modèle, le terme «intervention pédagogique» réfère tant aux relations pédagogiques (c.-à-d. didactique, d'enseignement et d'apprentissage) d'une situation pédagogique qu'aux relations d'intervention (c.-à-d. didactique, de soutien et d'apprentissage) d'une situation d'intervention. Par conséquent, l'expression «situation de handicap d'intervention pédagogique» s'applique tant au modèle de la situation pédagogique qu'à celui de la situation d'intervention.

des attitudes défavorables ou opposées entre l'Agent et le Sujet ou encore entre le Sujet et l'Objet. D'autres exemples d'impropriétés sont les croyances, les préjugés et les perceptions. Par ailleurs, l'interférence pourra constituer un obstacle dans la relation d'apprentissage lorsqu' «...une approche pédagogique ne convient pas au Sujet ou (...) fait abstraction des connaissances empiriques déjà constituées chez le Sujet» (Legendre, 1993 : 753). L'obstacle de type interférence peut se traduire par la méconnaissance de l'Agent quant aux préalables se rattachant à l'Objet ou aux acquis du Sujet. Il pourrait s'agir par exemple du choix d'une approche pédagogique inadéquate aux caractéristiques du Sujet. L'obstacle de type interférence pourrait également provenir des ressources inadéquates du Milieu, comme par exemple le manque de temps pour réaliser une tâche demandée.

Le rôle de l'Agent est donc d'une grande importance pour éviter une situation de handicap d'intervention pédagogique ou pour pallier les obstacles que peut rencontrer le Sujet dans sa relation d'apprentissage. Le constat de l'échec d'apprentissage du Sujet suppose donc un questionnement et une réorientation des interventions pédagogiques qui dépassent la seule considération des caractéristiques du Sujet.

À titre indicatif ici, rappelons que ce modèle servira de guide pour l'identification et la caractérisation de l'écosystème P-M. Aussi, dans le cadre d'études d'évaluation écologique du risque, des choix seront à réaliser en ce qui concerne l'élaboration de scénarios d'exposition et la sélection de points définis.



(repris de Trépanier, Rocque, Navarrete, 1999)

Figure 7 : Modèle systémique du processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique

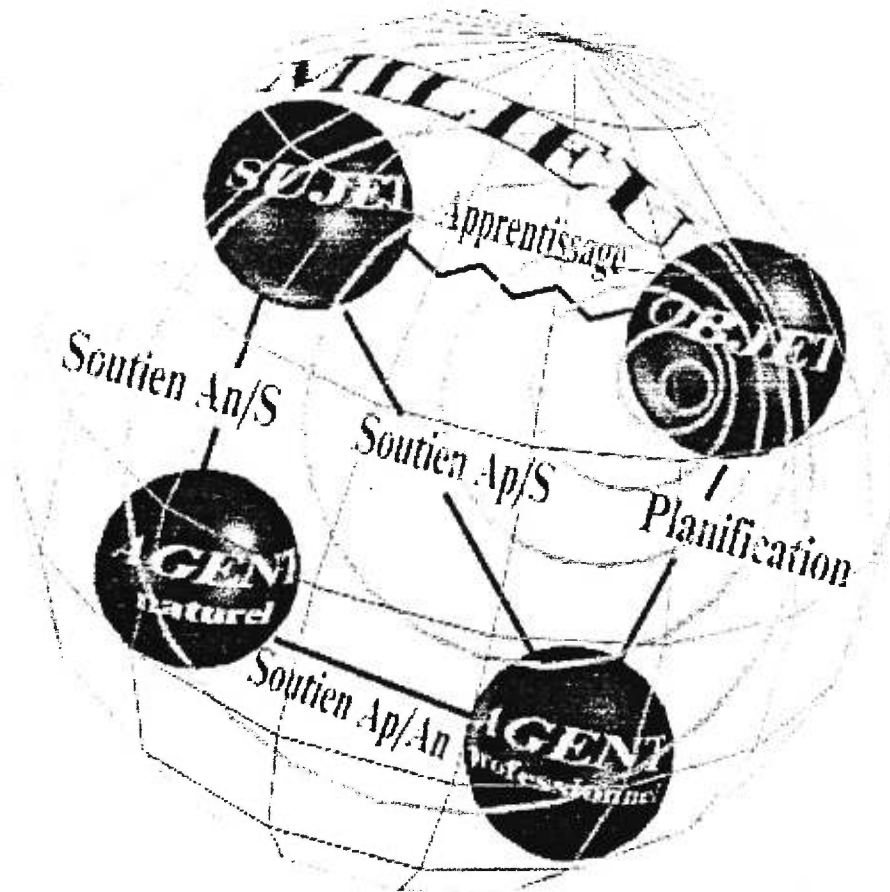
Modèle illustrant la complexité de l'objet d'intervention

Au regard des modèles présentés et utilisés par le GDA, il importe de mentionner que les intérêts des études écologiques menées portaient tant sur les facteurs favorisant l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles que sur les facteurs d'obstacles à l'intervention éducationnelle et sociale auprès de ces personnes.

Aussi, en prenant appui sur les modèles de processus de production du handicap (CQCIDIH/SCCIDIH, 1991; 1993), de processus de production de situations de handicap (Rocque et al., 1994; 1996) et de situation d'intervention, l'écosystème d'intervention a été caractérisé⁴⁴ puis étudié afin notamment d'identifier des éléments du milieu susceptibles de faire obstacle à l'activité de la personne présentant des incapacités intellectuelles (Rocque et al., 1996; Rocque et al., 1997).

Les résultats d'une première étude ont ainsi permis d'illustrer la complexité de l'objet d'intervention sur l'ensemble des éléments en interrelation de situations d'intervention (Rocque et al., 1996; Rocque et al., 1997). La complexité de l'objet d'intervention s'est alors révélée comme étant un facteur d'obstacle incontournable dans l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, c'est d'ailleurs ce qui est illustré par la Figure 8. Cette étude a également permis d'élaborer une première grille d'analyse de la complexité de l'objet d'intervention (Annexe V).

⁴⁴ La liste des taxons ayant servi à caractériser l'écosystème d'intervention est présentée à l'Annexe IV.



(Rocque et al., 1996; Rocque et al., 1997)

Figure 8 : Complexité de l'objet dans la situation d'intervention

Comme pour le modèle précédent, le modèle illustrant la complexité de l'objet d'intervention peut servir de point de départ pour l'identification et la caractérisation de l'écosystème qui fera l'objet des études d'évaluation écologique du risque dans le domaine de l'IES. Aussi, ce n'est qu'une fois cette première étape réalisée que les suivantes pourront être mises en œuvre et ainsi rendre opérationnelle la première phase du réseau fonctionnel.

Étape 1 : Identification et caractérisation de l'écosystème P-M

Pour la réalisation d'études de nature écologique, les composantes en interrelation de chacun de ces modèles d'intervention éducationnelle et sociale doivent être précisées davantage et ainsi prendre la forme de taxons qui permettront de circonscrire spécifiquement l'écosystème cible. En d'autres mots, les composantes et les interrelations de l'écosystème doivent être spécifiquement caractérisées au regard du problème de recherche.

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, les modèles présentés permettent d'identifier globalement les écosystèmes pouvant faire l'objet des études. Toutefois, pour répondre aux exigences des seconde et troisième étapes de ce processus, l'écosystème qui sera ciblé et caractérisé implique notamment la présence d'un facteur de stress.

Autre condition *sine qua non* pour appliquer le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique aux sciences humaines, est que l'écosystème choisi inclut une personne ou un groupe de personnes parmi ses composantes. Et, comme pour toutes les composantes d'un écosystème, il est essentiel d'identifier et de définir leurs taxons et, de façon spécifique dans ce cas-ci, leurs points définis (Étape 3).

Aussi, parce qu'ils impliquent la considération de facteurs d'obstacles, nous suggérons fortement que la caractérisation d'écosystèmes d'intervention éducationnelle ou sociale s'effectue en prenant appui sur les deux derniers modèles présentés. Par analogie, ceux-ci serviront alors de base aux scénarios d'exposition d'une évaluation écologique du risque dans ce domaine (Étape 2).

Une caractérisation du milieu

Pour caractériser un écosystème d'intervention éducationnelle et sociale dans le cadre d'études d'évaluation écologique du risque, les frontières du milieu peuvent d'abord être établies en s'appuyant sur les modèles de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique et de celui illustrant la complexité de l'objet d'intervention.

La composante milieu de ces modèles y est définie de même que l'ensemble des éléments, dont le Sujet, et leurs relations.

Au regard du problème spécifique de recherche, chaque type de milieux spécifiques dans lesquels peuvent se dérouler les interventions éducationnelles et sociales, c'est-à-dire tous les contextes où peuvent se dérouler ces interventions, représente autant de milieux pouvant servir à préciser des écosystèmes d'intervention éducationnelle et sociale pouvant faire l'objet des études. Il peut s'agir des milieux de travail, de classe, de loisirs, de vie résidentielle, du quartier (par ex. le dépanneur, l'épicerie, le club vidéo – ce dernier pouvant toutefois être considéré comme un milieu de loisirs), ou d'autres milieux spécifiques dans lesquels peuvent se dérouler les interventions éducationnelles ou sociales (par ex. l'autobus).

Ainsi, dans le cas où les objectifs spécifiques de la recherche impliquent que les études se déroulent dans plus d'un type de milieux, deux possibilités s'offrent au chercheur :

- 1) il peut être convenu que des taxons «communs» serviront à caractériser la composante milieu; ou
- 2) les taxons sélectionnés seront spécifiques à chaque type de milieux.

D'autre part, les caractéristiques de la personne présentant des incapacités intellectuelles auprès de laquelle sont réalisées les interventions, doivent également être précisées et définies. Il en va de même pour les autres composantes et les interrelations que l'on souhaite investiguer.

Une caractérisation du (des) facteur(s) de stress

Pour une évaluation écologique du risque, il a été mentionné précédemment que l'écosystème d'intervention éducationnelle et sociale soit caractérisé à partir du modèle de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique ou du modèle illustrant la complexité de l'objet d'intervention. En effet, parmi les caractéristiques essentielles pour la réalisation de telles études, un ou plusieurs facteurs de stress doivent être caractérisés.

Un facteur de stress est un altéragène nuisant à une partie ou à l'ensemble de l'écosystème; il implique donc une entrave, une inhibition, un impact négatif ou un effet nuisible. Au regard de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, la complexité de l'objet d'intervention répond à ces critères.

Il est également possible de relier la complexité de l'objet d'intervention caractérisée aux fins d'une évaluation écologique du risque, au regard des autres critères auxquels doit répondre tout facteur de stress :

- la nature de la complexité de l'objet d'intervention concerne, par définition, l'objectif ou la tâche que l'on demande au Sujet d'apprendre ou de réaliser;
- l'intensité ou la concentration de la complexité de l'objet d'intervention peut correspondre à son niveau établi en fonction des critères d'une grille d'analyse prévue à cet effet (Annexe V);
- la durée correspond à un espace temporel, difficilement applicable ici, à moins qu'elle ne corresponde à celle d'une situation d'intervention;
- la fréquence, c'est-à-dire le nombre de fois où le facteur de stress produit une action, est elle aussi difficilement applicable ici, à moins de baliser, sur un temps donné, un ensemble de situations observées par exemple;
- le *timing*, qui réfère au(x) moment(s) où se produit l'action d'un facteur de stress pourrait lui aussi être précisé au regard d'une séquence de situations d'intervention éducationnelle et sociale observées;
- l'étendue spatiale de la complexité de l'objet d'intervention pose problème pour l'instant;
- la provenance ou la source de ce facteur de stress peut être illustrée par le modèle de processus de production de situations de handicap d'intervention pédagogique; en effet, la complexité de l'objet d'intervention prend sa source première dans la relation de planification; enfin,

- les types d'émissions de la complexité de l'objet d'intervention doivent être précisés d'avance, c'est-à-dire directe ou indirecte et habituelle, ponctuelle ou accidentelle; pour le moment, chacun d'entre eux pourrait s'appliquer à ce facteur de stress. La complexité de l'objet d'intervention peut provenir d'une consigne verbale émise par l'Agent professionnel; dans ce contexte, l'émission pourrait être considérée directe et habituelle.

En bref, la caractérisation de facteurs de stress est une des sous-étapes de l'identification et de la caractérisation de l'écosystème P-M. Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, sa mise en œuvre, de même que pour la sous-étape suivante, est conditionnelle à la réalisation des deux étapes subséquentes, soit l'élaboration de scénarios d'exposition et la sélection de points définis.

Une caractérisation des effets écologiques

Pour caractériser les effets dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, il importe de comprendre qu'ils se définissent au regard d'une exposition à un facteur de stress. Une exposition précise l'effet inhibiteur du (des) facteur(s) de stress dans l'écosystème, particulièrement sur la personne. L'exposition comporte des critères de durée et d'intensité.

De même que pour la caractérisation du facteur de stress «complexité de l'objet d'intervention», le critère de durée est *a priori* difficilement applicable autrement que sur une période de temps recouvrant une séquence de situations d'intervention éducationnelle et sociale. De même que pour la réalisation de la sous-étape précédente, nous proposons de nuancer le critère de durée en fonction du temps recouvrant une séquence de situations d'intervention éducationnelle et sociale. Ainsi, cette période de temps d'une exposition pourra être qualifiée d'instantanée, de ponctuelle, de brève ou de continue.

Le critère d'intensité, c'est-à-dire de puissance ou d'importance, peut s'établir au regard du niveau de complexité d'un objet d'intervention.

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, l'effet (écologique) est l'impact nuisible dans l'état ou la dynamique de l'écosystème ou de ses composantes résultant d'une exposition à un facteur de stress. Transposé au domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de la personne présentant des incapacités intellectuelles, l'échec de la relation d'apprentissage correspond à cet état de fait.

Par ailleurs, les effets écologiques peuvent être directs ou indirects. Ainsi, l'échec de la relation d'apprentissage d'une situation d'intervention pédagogique touche directement le Sujet dans la réalisation d'une activité. Également, des effets (écologiques) indirects, c'est-à-dire les incidences sur des éléments de soutien ou des ressources extérieures au milieu, pourraient également être identifiés et caractérisés. À l'heure actuelle toutefois, leur identification n'a pas été effectuée formellement. À titre d'exemple, les attitudes, préjugés ou croyances des Agents naturels, des Agents professionnels ou des pairs pourraient être caractérisés en tant qu'effets écologiques indirects.

Étape 2 : Élaboration d'un scénario d'exposition

Dans la phase de formulation du problème, le scénario d'exposition résulte de l'étape précédente. Dans cette seconde étape, le chercheur doit émettre des hypothèses sur la manière dont une exposition peut prendre forme dans l'écosystème choisi pour réaliser les études, en considérant les caractéristiques des facteurs de stress ou de leur action dans un espace-temps.

En d'autres mots, l'élaboration d'un scénario d'exposition consiste en l'émission d'hypothèses quant aux éléments ciblés lors de l'étape de l'identification et de caractérisation de l'écosystème P-M. Elle est l'*output* de la première étape et l'*input* de la troisième étape.

Cette étape, suggérée par Suter (1993), nous semble particulièrement intéressante pour l'analyse écologique du risque en sciences humaines. Il s'agit en quelque sorte de *scénariser*, de prévoir le déroulement des événements dûs à la présence de facteurs de stress identifiés dans un écosystème et les effets écologiques qui pourraient en découler. Un scénario d'exposition est donc l'évolution prévisible, au meilleur de nos connaissances, de l'effet écologique des facteurs de stress sur la personne ou le groupe de personnes, de même que sur les autres composantes de l'écosystème à l'étude. On peut aussi se représenter un scénario d'exposition comme un ensemble d'hypothèses sur les effets écologiques de facteurs de stress.

Les scénarios d'exposition varieront selon la science humaine et le facteur de stress considérés. Des exemples d'élaboration de scénarios d'exposition dans le domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles peuvent s'inspirer de facteurs de stress potentiels, comme les attitudes négatives d'Agents envers l'intégration scolaire ou sociale de ces personnes (Doré, Brunet et Wagner, 1996 : SC/CQ CIDIH, 1996), ou encore de la complexité des Objets d'intervention soumis à ces personnes en situation d'intervention (Rocque et al., 1996).

Voici un exemple de scénario d'exposition possible dans le domaine de l'IÉS auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles à partir des éléments ayant servis à illustrer l'application possible de l'étape précédente dans ce domaine.

La complexité de l'objet d'intervention en tant que facteur de stress peut relever d'une tâche reliée au travail de la personne présentant des incapacités intellectuelles comme, par exemple, nettoyer le plancher d'une salle à manger.

Le niveau (intensité ou concentration) de complexité de cet objet d'intervention peut être qualifié de moyen, au regard des aménagements du milieu mis à la disposition du sujet et de la nature des sous-tâches qu'implique cet objet.

Aussi, compte tenu des caractéristiques du milieu de travail, il est posé que cette tâche n'est pas réalisée adéquatement (donc, qu'il y a échec de la relation d'apprentissage : effet écologique) si la durée prévue de la réalisation de la tâche est dépassée, situation qui se produit par exemple de façon systématique en l'absence de l'Agent (timing).

Dans ce cas, les attitudes de l'employeur peuvent être défavorables et venir s'ajouter à la situation d'échec vécue par le sujet. La relation de planification devrait être également considérée, particulièrement en ce qui concerne par exemple le type de consignes émises par l'Agent (provenance).

Dans le même ordre d'idées, voici un autre exemple de scénario d'exposition susceptible d'être élaboré pour la réalisation d'études d'évaluation écologique du risque, dans le domaine de l'IES auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles. Celui-ci s'inspire des travaux de Drouin, Langevin, Germain et Rocque (1998).

La complexité de l'objet d'intervention en tant que facteur de stress peut relever d'une habileté de paiement où le sujet doit comprendre la valeur symbolique attribuée, par exemple, aux pièces de 5¢ et 10¢.

Le niveau (intensité ou concentration) de complexité de cet objet d'intervention peut être qualifié d'élevé, au regard de la dimension doublement abstraite⁴⁵ qu'implique le fait que deux («grosses» pièces de 5¢) équivalent à une («petite» pièce de 10¢).

⁴⁵ Double dimension abstraite parce qu'en plus de la valeur symbolique d'une pièce de monnaie, deux objets valent concrètement plus qu'un seul et d'autre part, deux «gros» objets (deux pièces de 5¢) n'équivalent pas concrètement à un seul et unique «petit» objet (une pièce de 10¢).

L'échec de la relation d'apprentissage du sujet (effet écologique) est prévu si le sujet ne comprend pas ces équivalences, malgré la répétition des exercices dans un temps donné (durée). En outre, même si le sujet en venait à apprendre par cœur cette équivalence, il ne la comprendrait pas pour autant puisqu'il ne pourrait pas la réutiliser, la transférer (timing) dans une situation de transaction commerciale de la vie quotidienne ou dans des situations parallèles d'équivalence où, par exemple, 10 pièces de 10¢ équivalent à une pièce de 1\$ ou deux pièces de 1\$ équivalent à une seule de 2\$.

Dans ce cas, la relation de planification pourrait être considérée, en ce qui concerne par exemple l'aspect répétitif des exercices privilégiés, voire les raisons qui motivent la nature même de cet objet d'apprentissage (provenance).

Également, il serait possible ici d'envisager des effets écologiques directs à court terme. Par exemple, le désinvestissement ou de désintéressement du sujet dans les leçons, compte tenu des échecs répétés.

De même, des effets écologiques à moyen ou long termes pourraient par exemple consister en une relation de totale dépendance entre le sujet et son entourage pour tout ce qui concerne la gestion de l'argent, en particulier pour l'achat de biens ou de services. L'entourage du sujet pourrait par conséquent réagir par la surprotection, en allant au-devant de ses désirs, en faisant des choix à sa place ou en payant à sa place. La sujétion du sujet à son entourage comprend non seulement une dépendance quant à l'exécution des achats, mais également une dépendance quant aux choix des produits ou services dont il pourrait avoir besoin.

Ces scénarios d'exposition à la complexité de l'objet d'intervention ne sont que deux exemples parmi d'autres possibles.

En effet, dès son jeune âge, l'enfant présentant un retard de développement intellectuel est confronté à bien des objets d'intervention dont la complexité le met en situation d'échec : apprendre à lacer ses souliers, à attacher ses vêtements, etc. À l'école, les apprentissages de la lecture, de l'écriture ou ceux reliés à la numération, sont prévus pour ces élèves. Toutefois, les outils ou les procédures utilisés pour la réalisation de ces apprentissages n'ont habituellement pas été conçus pour des personnes qui ont des incapacités intellectuelles. Il serait ainsi possible d'élaborer un scénario d'exposition spécifique à chaque objet

d'apprentissage qui, en l'absence d'aménagements appropriés, dépasse les capacités intellectuelles du sujet. Une telle collection de scénarios d'exposition à la complexité de l'objet d'intervention pourrait servir de base à des études d'évaluation du risque dans l'intervention éducationnelle et sociale auprès de ces personnes.

D'un scénario d'exposition élaboré à partir de l'identification et de la caractérisation de l'écosystème ciblé, il devient possible de sélectionner les points définis qui seront évalués lors de la seconde phase du processus d'évaluation écologique du risque. Par ailleurs, l'élaboration de scénarios d'exposition dans le domaine de l'IES auprès de personnes vulnérables, dont les personnes présentant des incapacités intellectuelles, constitue en soi une possibilité d'orientation de la recherche dans ce domaine.

En effet, compte tenu de la quasi-inexistence de documentation empirique sur ce sujet dans les sciences humaines, il y aurait lieu que plus de recherches s'intéressent à l'élaboration de scénarios d'exposition.

De plus, la clarté des scénarios d'exposition élaborés sert à orienter la sélection des points définis et, par conséquent, le reste de la démarche d'analyse du risque.

Étape 3 : Sélection des points définis (et des taxons)

À titre indicatif, rappelons que les points définis sont des taxons spécifiques d'une évaluation écologique du risque. Dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de la personne présentant des incapacités intellectuelles, il importe donc de s'assurer de préciser les taxons susceptibles d'être affectés négativement par un facteur de stress (points définis d'évaluation) et les réponses mesurables de l'exposition à un facteur de stress (points définis de mesure).

Les points définis d'évaluation peuvent donc correspondre à certains taxons de la composante personne présentant des incapacités intellectuelles, comme par exemple la vulnérabilité (telle que définie et conceptualisée par Dubois, 1999) et le développement cognitif (au sens piagétien). Ils pourraient également correspondre aux taxons de l'objet d'intervention, tels ceux inhérents à sa complexité. Enfin, des taxons de la relation d'apprentissage peuvent être choisis en tant que points définis d'évaluation, ce pourrait être notamment le cas des astreintes⁴⁶.

Une fois les points d'évaluation ciblés, les points définis de mesure pourraient par exemple correspondre au degré de vulnérabilité manifeste⁴⁷ de la personne présentant des incapacités intellectuelles et son stade de développement cognitif. Le niveau de complexité de l'objet d'intervention pourrait également être un point défini de mesure dans une évaluation écologique du risque, de même que les coûts effectifs pour le sujet de la relation d'apprentissage.

De façon générale, tous les taxons sélectionnés, incluant les points définis, doivent répondre à l'ensemble des critères présentés dans la première partie de ce chapitre. Parce que tout ce qui peut être mesuré ne le sera pas, le processus de sélection des taxons doit être précisé et présenté. Dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale, une première caractérisation de l'écosystème d'intervention a déjà été réalisée pour la réalisation d'études écologiques (Annexe IV). Toutefois, dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, la sélection des taxons sera fonction du contexte et de l'impact; cette situation implique que les taxons qui seront choisis pour la réalisation d'études d'évaluation écologique du risque

⁴⁶ Les astreintes sont les coûts d'une tâche pour le sujet (Langevin, 1996 : 142).

puissent s'avérer différents en tout ou en partie. La sélection des taxons aux fins d'étude d'évaluation écologique du risque pourra s'appuyer sur des observations, des modèles théoriques ou des modèles conceptuels, dépendamment du problème de recherche.

⁴⁷ La vulnérabilité manifeste est l'opérationnalisation d'une adaptation non efficace lorsqu'une personne est exposée à un facteur de stress (Dubois, 1999 : 83, 89, 93, 95). Elle se caractérise par l'absence ou l'inadéquation des facteurs de protection (ibid. : 99).

3. Conclusion du chapitre

La première phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque peut s'appliquer au domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Là n'est sans doute pas la seule possibilité d'application du réseau fonctionnel proposé puisque toutes les disciplines relevant de l'écologie humaine (dont l'objet d'études est un écosystème) pourraient se plier aux exigences que pose la réalisation de telles études.

Un ensemble de problèmes se pose cependant. Outre les limites inhérentes à l'état actuel de développement des sciences humaines et particulièrement de l'écologie humaine, la seule sélection et caractérisation de taxons d'un écosystème représente d'ores et déjà un défi de taille à relever. Qui plus est, il n'est pas encore courant dans les différentes disciplines des sciences humaines de structurer la recherche sous la forme d'un programme clair, cohérent et révisé périodiquement. Ainsi, la seule étape de planification de la recherche peut, dans certains cas, représenter un exploit!

Par ailleurs, certains chercheurs de différentes disciplines de l'écologie humaine émettent des recommandations susceptibles d'améliorer le développement de l'ensemble du domaine ou de leur discipline respective. Une évidente confusion terminologique et conceptuelle persiste cependant. S'il semble possible *a priori* de pouvoir suivre à la lettre les recommandations émises par ces auteurs, il n'en est rien. Bien entendu, les recommandations des auteurs en écologie humaine sont émises dans une perspective écologique. Elles ne visent toutefois pas, de façon spécifique, une évaluation écologique du risque. Par conséquent, le chercheur qui tente d'appliquer systématiquement les recommandations des auteurs en écologie humaine se heurte à de grandes orientations légitimes et fondamentales certes, mais surtout, elles demeurent très générales et globalisantes. Ainsi, les ensembles de facteurs en interrelation qu'il faut considérer lors de la réalisation d'études en écologie humaine sont parfois nommés, parfois définis, de façon plus ou moins spécifique; à cette situation s'ajoute la problématique méthodologique. À titre d'exemple, la polysémie du terme environnement⁴⁸ n'aide en rien à sa caractérisation pour une évaluation écologique.

⁴⁸ Chapitre premier.

Dans ce chapitre, les recommandations émises par les auteurs en écologie humaine sont présentées au regard du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque. C'est également dans cette optique que s'inscrit notre proposition d'utiliser le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Bien qu'une première caractérisation de l'écosystème d'intervention a été réalisée dans ce domaine (Rocque et al., 1996; Rocque et al., 1997), dans l'optique d'utiliser le réseau fonctionnel d'une évaluation du risque, il importe d'identifier et de caractériser en conséquence l'écosystème cible, afin d'élaborer des scénarios d'exposition qui orienteront la sélection des points définis et, par conséquent, l'ensemble de la démarche. En d'autres mots, si une première caractérisation de l'écosystème d'intervention a pu répondre aux besoins d'études écologiques, d'autres caractérisations doivent être réalisées pour les études d'évaluation écologique du risque.

Nous avons donc proposé quelques éléments à considérer quant aux points définis, aux facteurs de stress et les effets possibles de leur exposition sur la personne présentant des incapacités intellectuelles. Si ces éléments étaient retenus, il sera nécessaire de les préciser davantage dans l'optique d'une caractérisation. Tel que recommandé, le recours à la recension d'écrits ou à la réalisation d'observations permettront de préciser ces taxons au regard du problème de recherche qui sera posé et ainsi contribuer à l'élaboration de scénarios d'exposition utilisables dans le processus d'évaluation écologique du risque.

Par exemple, à l'heure actuelle, la complexité de l'objet d'intervention est le facteur de stress identifié dans un écosystème d'intervention éducationnelle et sociale qu'il faudrait caractériser pour les fins d'études d'évaluation écologique du risque, d'autres études empiriques ou des recensions de littérature pourraient sans doute permettre d'identifier et de caractériser éventuellement d'autres facteurs de stress ou leurs effets écologiques. Cet exemple illustre de plus que le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque permet de circonscrire la place que pourraient prendre de telles recherches spécifiques dans le programme de recherche du GDA, et par conséquent dans celui du CNRIS.

Enfin, toute étude écologique suppose une caractérisation des taxons d'un écosystème; les points définis sélectionnés à partir du ou des scénarios d'exposition élaborés permettent de préciser les taxons d'une évaluation écologique du risque. Toutefois, pour la mesure réelle de certains de ces éléments qui pourraient être sélectionnés, il est possible que le développement de méthodes ou de techniques d'évaluation soit encore à l'étape

embryonnaire ou nécessite certains aménagements. Cette situation a pour effet de «forcer» le choix de certains points définis ou de situer précisément des recherches en parallèle contribuant au développement méthodologique.

Chapitre cinquième : Seconde phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines

1. Description

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, la mesure et le traitement des données vont s'effectuer au regard du scénario d'exposition élaboré et des points définis sélectionnés lors de la première phase. Toutefois, parce que la mise en œuvre de la phase d'évaluation du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines nécessite le recours notamment à des spécialistes de la statistique, nous trouvons prématuré de relier précisément, à cette phase (et à la suivante), les propositions spécifiques des auteurs en écologie humaine, sans les avoir soumises à ces spécialistes.

Par conséquent, les propositions plus spécifiques des auteurs en écologie humaine sont présentées en annexe (Annexe VI), à titre indicatif seulement, pour le lecteur intéressé. Dans cette optique, la section suivante reprendra uniquement les propositions générales de ces auteurs qui peuvent s'appliquer à la réalisation *a priori* de cette seconde phase et, donc, sans égard aux considérations statistiques.

En écologie humaine, les auteurs émettent un ensemble de recommandations quant à la mesure et au traitement des données. De façon générale, certaines de leurs suggestions portent sur l'agrégation des données et une sélection méthodologique qui tient compte des coûts et des forces et faiblesses des instruments d'évaluation.

Par exemple, Wachs (1991 : 46) indique qu'il importe de comprendre les forces et faiblesses de chacune des méthodes d'évaluation de l'environnement afin d'effectuer un choix d'une méthode appropriée au devis de recherche O-E.

L'auteur souligne également que le choix des mesures de l'environnement peut être réalisé au regard de leurs coûts, mais que ceux-ci ne sont pas nécessairement représentatifs de leur précision.

«Selon les buts et le *design* de l'étude, une mesure moins représentative, moins précise mais de moindre coût peut s'avérer autant, voire plus, appropriée qu'une mesure hautement précise et représentative et de coût élevé. Autrement dit, dans certaines

conditions, pour évaluer précisément la présence ou la nature de l'interaction organisme-environnement, il peut être nécessaire de privilégier des mesures hautement exactes et représentatives sans égard à leurs coûts. Dans d'autres conditions, des mesures moins coûteuses peuvent s'avérer plus appropriées⁴⁹» (Wachs, 1991 : 52).

Cela signifie que la sélection de procédures d'évaluation de l'environnement est «un exercice d'harmonisation de la précision de la mesure aux questions de recherche au regard des ressources disponibles⁵⁰» (ibid. : 46).

De façon générale aussi, les auteurs rappellent les difficultés à saisir l'interaction en mentionnant, par exemple, que «des mesures simples prises isolément peuvent avoir un sens différent lorsqu'elles sont vues à l'intérieur d'un système» (Wachs, 1991 : 174). À cet effet, Wachs suggère de récolter l'information contextuelle en utilisant des «techniques méta-analytiques qui peuvent être intégrées aux études O-E sur une petite échelle» (ibid. : 175).

En ce qui concerne l'adéquation de la mesure et du traitement des données, Cronbach précise que «la compréhension du contexte dans lequel les données d'études individuelles ont été recueillies peut augmenter l'habileté des chercheurs à généraliser et à comprendre les conditions dans lesquelles apparaissent les interactions» (Cronbach *in* Wachs, 1991 : 175).

Au regard du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, cette proposition rejoint celle où les scénarios d'exposition élaborés influencent, voire orientent, la mesure et le traitement des données.

Aussi, par analogie avec les facteurs de stress à considérer dans les études d'évaluation écologique du risque, il est possible d'appliquer cette recommandation de Bronfenbrenner pour les études en écologie du développement humain.

«En plus des processus proximaux positifs qui créent et maintiennent un niveau de stabilité dans l'environnement, il existe également des processus perturbateurs qui interrompent ou nuisent aux *patterns* d'interactions de complexité croissante. Ces processus ralentissent le cours du développement et peuvent aussi être à la

⁴⁹ «Depending on the goals and design of the study, a less representative, less accurate but lower cost measure may be as, if not more appropriate, than a highly representative high-cost measure. Put another way, under certain conditions, to precisely assess the presence or nature of organism-environment interaction, one may need highly accurate and highly representative measures, regardless of cost. Under other conditions less costly measures may be more appropriate.» (Wachs, 1991 : 52).

source de cycles de désorganisation et de confusion. (...) Les processus proximaux constructifs et perturbateurs peuvent varier systématiquement en fonction des personnes et des contextes (Bronfenbrenner, s.d. : 48).»

En d'autres mots, tant les processus qui favorisent le développement humain que ceux qui l'entravent devraient être considérés pour la réalisation d'études dans ce domaine.

De façon générale, il semble donc qu'une évaluation écologique du risque pourrait correspondre à l'une des voies de recherche reconnues de Bronfenbrenner.

Enfin, parmi les propositions des auteurs en écologie humaine, McCall rappelle qu'une recherche dont la variable d'intérêt est le stress devrait se préoccuper de la manière dont le stress se produit (1991 : 154). En effet, celui-ci «peut être produit d'une certaine façon pour des individus (...) et d'une autre manière pour d'autres individus» (ibid.). De même, selon Rutter & Pickles (1991 : 111), la considération des variations de l'environnement effectif permet d'entrevoir la possibilité que l'effet d'interaction peut découler des différences individuelles à l'égard d'un même stimulus⁵¹. Ainsi, pour ces auteurs (1991 : 113)⁵², il s'avère inapproprié de croire que les différences de réactions entre les individus sont des manifestations alternatives à l'égard d'un même phénomène, parce que les *patterns* de réponse peuvent avoir des implications cruciales sur le déroulement d'événements ultérieurs.

Transposées au cadre de l'évaluation écologique du risque, ces recommandations peuvent soutenir, une fois de plus, l'importance de l'élaboration de scénarios d'exposition qui vont permettre de mieux comprendre la particularité ou l'individualité d'une réaction adaptative au milieu mais également de mieux l'appréhender.

⁵⁰ «... becomes an exercise in balancing the precision of measures that are appropriate to the questions being asked with the availability of resources» (Wachs, 1991 : 46).

⁵¹ «...considerations of variations in what constitutes the effective environment alerts one to the possibility that the interaction effect may derive from individual differences in the salience of what is objectively the same stimulus» (Rutter & Pickles, 1991 : 111).

⁵² «... the need to consider the possibility that individual differences in reactions to the environment may lie not so much in the degree or direction of response, but in the pattern of behavior elicited. It will often not be appropriate to pool these on the assumption that they represent alternative manifestations of the same basic phenomenon. The reason why such a pooling is likely to be misleading in many cases is because the pattern of response may have crucial implications for what happens thereafter» (Rutter & Pickles, 1991 : 113).

Phase 2 : Évaluation

La seconde phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines est celle de l'**évaluation**. Elle est le processus d'estimation de la probabilité et de l'amplitude des effets écologiques. La ligne de conduite pour mener à terme cette phase est tracée par celle qui précède.

De façon générale, la phase de l'évaluation du risque se compose des procédures d'évaluation et de traitement des données. En fait, deux étapes servent sa mise en œuvre, il s'agit de l'étape de la mesure de l'exposition et des effets écologiques et de l'étape de traitement des données.

Étape 1 : Mesure de l'exposition et des effets

La phase d'évaluation est d'abord mise en œuvre par la mesure de l'exposition et des effets. Cette première étape est celle où se réalise la quantification de l'exposition, c'est-à-dire du contact, de la coaction ou de l'interaction entre un facteur de stress et la personne ou d'autres composantes de l'écosystème cible, et des effets écologiques d'un facteur de stress.

La quantification de l'exposition suppose au minimum une estimation de son intensité et de sa durée. Elle devrait également inclure une estimation de la fréquence, de l'horaire, du chemin de l'exposition, de même que de la dispersion du facteur de stress et des termes de leur provenance et de leur contact avec la personne exposée. En bref, la quantification de l'exposition a pour but d'évaluer l'interaction entre un facteur de stress et la personne ou d'autres composantes de l'écosystème cible.

La quantification des effets écologiques d'un facteur de stress est l'équivalent de la quantification de l'interaction entre un facteur de stress et un point défini d'évaluation ou de la quantification des effets adverses produits par un facteur de stress. Dans une évaluation écologique du risque, elle s'effectue par l'évaluation et la mesure des points définis (*endpoint assessment* et *endpoint measurement*). Appliquée aux sciences humaines, l'évaluation d'un point défini peut donc correspondre à l'expression quantitative du ou des taxons susceptibles d'être affectés négativement par un facteur de stress. Aussi, la mesure d'un point défini est un

sommaire quantitatif des résultats d'un test ou de tout autre instrument de mesure d'une exposition à un facteur de stress.

Sélection des instruments de mesure

Par ailleurs, une analogie peut être réalisée en ce qui concerne les tests de toxicité utilisés en écotoxicologie ou en toxicologie environnementale souvent privilégiés à cette étape lors d'une évaluation écologique du risque. Ainsi, lors de cette première étape, les tests ou instruments de mesure qui peuvent être développés et utilisés dans cette optique doivent estimer ou évaluer les effets ou la condition de facteurs de stress potentiellement «dommageables» pour la personne (ou le groupe de personnes cibles). Par conséquent, ils devraient se baser sur l'interrelation entre la concentration (dose) d'un facteur de stress et la ou les réponses de la personne.

Également, les instruments de mesure privilégiés lors de cette étape devraient viser l'obtention d'un maximum de puissance (statistique) par unité d'effort; certains compromis peuvent cependant être réalisés entre la puissance statistique d'un test et les considérations pratiques relatives au personnel et à la logistique.

Une procédure d'évaluation hiérarchique peut de plus être considérée pour optimiser le temps et réduire les autres coûts de l'ensemble de la démarche. Dans cet ordre d'idées, la sélection des instruments de mesure devrait donc être réalisée en s'assurant :

- 1) d'identifier clairement la ou les questions spécifiques auquel chaque test doit répondre;
- 2) d'identifier les outils statistiques disponibles et la puissance statistique nécessaire pour répondre aux questions spécifiques du test, c'est-à-dire de cerner les contraintes statistiques de chacun des instruments de mesure; et
- 3) de considérer les coûts, ce qui exige un minimum de connaissances quant aux procédures d'évaluation et une compréhension de leurs exigences spécifiques.

Étape 2 : Traitement des données

Les données recueillies lors de la première étape sont soumises à des méthodes statistiques et des modélisations mathématiques afin de relier et d'extrapoler les points définis de mesure et d'évaluation et de décrire l'interaction de l'amplitude, de la fréquence, de la durée ou des *patterns* spatio-temporels d'une exposition.

Dans la mise en œuvre de cette seconde étape, les recommandations générales reliées à toute évaluation écologique doivent s'appliquer de même que celles reliées aux évaluations environnementales d'impact.

Ainsi, le recours à un spécialiste de la statistique s'impose, une fois le problème de recherche posé et la caractérisation de l'écosystème réalisée. Le statisticien informera le chercheur sur l'existence de contraintes techniques particulières et l'aidera à déterminer le type de codification des données et le nombre de décimales nécessaires selon les instruments de mesure et de traitement de données sélectionnés. Enfin, le statisticien incitera le chercheur à demeurer vigilant quant aux résultats obtenus particulièrement en ce qui concerne les tests d'hypothèse, en plus de considérer (mesurer) les sources d'erreur.

Enfin, l'utilisation d'un système de notation prenant la forme d'une échelle de danger (*hazard scale*) permet de classer les sites étudiés. Malgré une certaine part de subjectivité, d'autres systèmes de notation peuvent être développés et utilisés afin de permettre une classification des sites étudiés au regard des effets écologiques des facteurs de stress.

Évaluation des incertitudes

Dans le cadre d'une évaluation écologique du risque, le risque est la probabilité de l'action des effets d'un facteur de stress. Dans cette optique, les incertitudes font partie intégrante du processus d'évaluation. Une incertitude est une connaissance imparfaite de l'écosystème à l'étude et des résultats de cette connaissance imparfaite.

Les incertitudes relèvent des écarts ou du manque de certaines données disponibles. Elles sont la conséquence de notre limitation de ne pouvoir obtenir avec exactitude certaines mesures. Les incertitudes proviennent également de la part d'arbitraire reliée aux choix des taxons de même qu'aux modèles de traitement de données utilisés.

Les facteurs d'incertitude sont des facteurs appliqués à une exposition ou aux effets d'une concentration d'un facteur de stress pour corriger une source connue d'incertitudes. En d'autres mots, les facteurs d'incertitude représentent un certain taux entre deux points définis mesurés. Leur taille dépendra des différences intra- ou inter- individuelles au regard de la réponse à un facteur de stress, de l'adéquation des données recueillies et des caractéristiques du facteur de stress.

Les facteurs d'incertitude identifiés dans cette phase d'évaluation permettront d'identifier des facteurs de sécurité et serviront dans les extrapolations de la troisième phase du réseau fonctionnel.

Le profil des résultats

Cette sous-étape du traitement des données a pour but de rappeler au chercheur de réaliser une présentation claire du type de traitement des données réalisé et leurs résultats, de même que les incertitudes impliquées dans l'évaluation.

Le profil des résultats doit résumer l'amplitude et les *patterns* spatio-temporels d'exposition et de la combinaison de l'analyse d'une exposition avec les données reliées aux effets écologiques. Dans ce dernier cas, les données portant sur les effets d'un facteur de stress et leur interrelation avec le point défini d'évaluation doivent être synthétisées.

Les éléments susceptibles de se retrouver dans ce profil sont :

- 1) l'interrelation entre les données reliées aux réponses à un facteur de stress;
- 2) l'interrelation entre deux points définis de réponses à un facteur de stress (points définis de mesure);
- 3) l'extrapolation d'un milieu à un autre;
- 4) l'analyse des effets indirects et;
- 5) des échelles spatiale et temporelle; et
- 6) la récupération de l'écosystème.

2. Perspectives pour le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles

Dans cette section, la phase d'évaluation du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, appliquée dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, sera illustrée à partir de l'écosystème d'intervention dans lequel le facteur de stress est la complexité de l'objet d'intervention, l'effet écologique (adverse) est l'échec de la relation d'apprentissage et que, parmi les taxons reliés à la composante sujet, la vulnérabilité (plus précisément, le degré de vulnérabilité manifeste) a été sélectionnée.

Étape 1 : Mesure de l'exposition et des effets

Dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale, la mesure de l'exposition permettra de quantifier l'interaction entre la complexité de l'objet (facteur de stress) et la vulnérabilité du sujet (point défini).

Aussi, la mesure des effets devrait permettre de quantifier l'échec de la relation d'apprentissage. En d'autres mots, l'évaluation des points définis indiquera quantitativement le degré de vulnérabilité manifeste de la personne, alors que la mesure des points définis consistera en un sommaire numérique du niveau d'échec de la relation d'apprentissage (résultats d'un test d'exposition à un facteur de stress).

De façon générale, les choix méthodologiques doivent s'effectuer au regard des éléments posés dans la phase de formulation du problème. De plus, la sélection des instruments de mesure doit être réalisée en considérant leurs coûts respectifs, soit la prise en compte du temps disponible, des contraintes inhérentes à chacun ou de leurs exigences de mise en œuvre, du personnel, bref de la logistique incluant également la prise en compte des ressources financières. Enfin, l'éventualité d'agrèger les données recueillies, par la réalisation de plus d'une étude d'évaluation écologique du risque, peut également orienter les choix méthodologiques.

Étape 2 : Traitement des données

Au regard des instruments de mesure utilisés et du problème de recherche posé, le traitement des données devra prendre appui sur les méthodes statistiques privilégiées dans les études d'évaluation écologique du risque.

Par ailleurs, pour éviter que nos conclusions soient absurdes, il reviendra à un ou plusieurs spécialistes de la statistique, et particulièrement de l'évaluation écologique du risque, d'orienter notre démarche de traitement de données tant en ce qui concerne l'interaction entre deux points définis de mesure qui pourrait par exemple relier le degré de vulnérabilité manifeste de la personne et son stade de développement cognitif, l'extrapolation d'un milieu d'intervention à un autre, ou la mise en lien de la complexité de l'objet avec la vulnérabilité du sujet. Le recours aux spécialistes permettra une mise à l'essai de cette démarche et, au besoin, la révision de certains des éléments proposés dans le contenu du profil des résultats.

3. Conclusion du chapitre

Dans un premier temps, il semble essentiel de rappeler que le développement de l'application de la seconde phase du réseau fonctionnel d'une évaluation du risque dans les sciences humaines est tributaire du développement réalisé de la phase de formulation du problème.

La structure qu'offre le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque a permis, par ailleurs, d'organiser certaines des propositions générales émises par les auteurs en écologie humaine, en ce qui concerne les éléments relatifs à la mesure dans des études de nature écologique. Toutefois, parce que le recours à des spécialistes de la statistique est nécessaire pour le développement méthodologique d'une évaluation écologique du risque appliquée aux sciences humaines, nous trouvons prématuré de réaliser une présentation critique des auteurs en écologie humaine. C'est pourquoi nous avons plutôt choisi de placer une synthèse des recommandations des auteurs en écologie humaine, à titre indicatif seulement, sans émettre de commentaires ou faire de liens particuliers avec les deuxième et troisième phases du réseau fonctionnel d'évaluation écologique du risque.

Cependant, même sans égard au réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, certains éléments problématiques se posent en ce qui concerne l'opérationnalisation des recommandations des auteurs en écologie humaine. Cette situation semble en partie découler de la confusion terminologique et conceptuelle qui prévaut en écologie humaine et, en amont, dans les sciences humaines.

Par exemple, ce qui concerne la composante d'interaction d'un devis de recherche P-E qui s'appuie sur une théorie, Wachs affirme qu'il faut considérer tous les processus ou mécanismes d'interaction... est-ce possible? En fait, l'auteur en présente trois, de façon globale : la réactivité différentielle, l'utilisation de l'environnement, certains types d'expériences antérieures. Représentent-ils à eux trois tous les mécanismes interactifs? L'auteur laisse entendre que oui. Il en serait peut-être autrement si l'on considérait l'interaction comme une «action mutuelle de phénomènes, de choses, d'individus, de groupes entre eux ainsi que les effets qui en résultent» (Legendre, 1993 : 747). En fait, pour Wachs, c'est sur la base de sa définition de l'interaction - équivalente de la réactivité différentielle à des éléments précis de l'environnement - et, par conséquent, des trois mécanismes qui composent l'interaction que

toute recherche P-E devrait s'appuyer. Aussi, la multitude de variables que peuvent sous-tendre ces trois processus n'a rien de rassurant pour préciser des orientations de recherche si ce n'est que de manière très générale. La mise en œuvre de la mesure et du traitement des données supposés de ces processus n'est que présentée de façon globale.

En reportant ce constat au réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, ces éléments problématiques devraient être résolus dès la première phase où les étapes de réalisation amènent le chercheur à sélectionner les taxons qu'il désire mettre à l'épreuve dans la seconde phase.

Dans le même ordre d'idées, Bronfenbrenner précise que ses propositions quant à l'utilisation d'un devis de recherche PPCT représentent un des outils disponibles permettant d'éclairer notre compréhension du fonctionnement des processus de développement de l'humain (1993 : 39) en rendant compte des «processus non linéaires et non additifs» qui caractérisent ce modèle (Bronfenbrenner, s.d. : 4-5). Cependant, les recommandations méthodologiques sont enchevêtrées au modèle théorique qu'est le PPCT de même qu'aux concepts qui le caractérisent de façon générale.

Cette situation n'exclut en rien la pertinence des recommandations méthodologiques, mais elle rend difficile de circonscrire leur mise en œuvre. C'est d'ailleurs l'une des raisons pour lesquelles leur soumission à des spécialistes de la statistique est nécessaire avant d'aller plus loin dans notre démarche.

D'autre part, Bronfenbrenner suggère que les études en écologie du développement humain privilégient tant les processus qui favorisent le développement humain que ceux qui l'entravent. Sur ce dernier point, l'auteur présente un exemple spécifique, à partir des données d'une étude réalisée par Drillien, en expliquant l'action possible de processus proximaux positifs en tant que facteurs de protection qui pourraient diminuer les difficultés développementales.

Aussi, à partir des balises que fournit le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines, il serait possible d'y circonscrire de telles études qui pourraient, par conséquent, contribuer à enrichir leur(s) discipline(s) mère(s), tout en s'en distinguant.

Pour le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, l'application de la seconde phase du réseau

fonctionnel d'une évaluation écologique du risque est dépendante du développement de la première phase. Par conséquent, l'utilisation ou le développement de méthodes ou de techniques spécifiques à la cueillette de données doit s'effectuer au regard du problème de recherche.

En d'autres mots, les tests ou instruments de mesure qui seront utilisés, lors de l'application de cette phase d'évaluation, doivent effectivement permettre de recueillir des données sur les points définis, identifiés et caractérisés dans l'écosystème d'intervention, par l'élaboration de scénarios d'exposition, d'où la nécessité de recourir à l'expertise à des spécialistes de la statistique ou de l'évaluation écologique du risque.

Dans cette optique, il est possible que des tests ou instruments de mesure utilisés dans d'autres disciplines que l'intervention éducationnelle et sociale puissent être utilisés dans les études d'évaluation écologique du risque qu'il serait possible de réaliser. D'une part, ces choix dépendront des éléments retenus pour répondre au problème de recherche établi lors de la première phase du processus. D'autre part, ces mêmes choix devraient pouvoir s'effectuer au regard d'un ensemble de prescriptions méthodologiques spécifiques d'une évaluation écologique du risque appliquée au domaine de l'intervention éducationnelle et sociale, alors que nos propositions actuelles consistent en une simple possibilité d'application générale.

Par exemple, au regard du problème de recherche, certains tests de toxicité sont utilisés dans des études d'évaluation écologique du risque. *A priori*, ces tests relèvent d'une autre discipline, comme la biochimie par exemple; ils trouvent cependant leur place au sein de certaines de ces études.

En d'autres mots, les méthodes ou techniques d'évaluation qui seront sélectionnées ou développées pour la réalisation d'études d'évaluation écologique du risque, dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale, ne seront pas nécessairement le propre de ces seuls types d'études. Toutefois, pour être en mesure de sélectionner ou de développer des méthodes ou des techniques d'évaluation qui correspondent aux besoins de telles études, il importe du même coup d'être en mesure de prévoir les méthodes ou techniques de traitement de données qui satisferont aux conditions d'études d'évaluation écologique du risque dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

En fait, qu'il s'agisse d'études écologiques ou d'études d'évaluation écologique du risque, le recours à des spécialistes du domaine représente une condition *sine qua non* au développement méthodologique.

Aussi, dans le domaine de l'évaluation environnementale d'impact, dans laquelle s'inscrit l'évaluation écologique du risque, des devis d'échantillonnage, de *monitoring* et d'analyse de données sont utilisés. Le recours aux spécialistes permettra d'identifier précisément les éléments sur lesquels nos devis de recherche pourraient s'appuyer et être développés en conséquence.

Dans le programme de recherche du GDA (et du CNRIS), les prescriptions méthodologiques pour une évaluation écologique du risque dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale, auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, peuvent s'inscrire dans l'un de ses axes de recherche.

Par ailleurs, le développement méthodologique portant sur des taxons de l'écosystème d'intervention peut également s'inscrire dans l'un, voire deux, des axes du programme de recherche du GDA. C'est le cas par exemple de l'élaboration d'une échelle de vulnérabilité des personnes présentant des incapacités intellectuelles. Dans ce cas précis, une première recherche, réalisée par Dubois (1999), a permis la réalisation des deux premières étapes de la phase de préconception, c'est-à-dire une proposition d'une définition du concept de vulnérabilité et de ses termes afférents et une proposition d'un cadre conceptuel et théorique aux fins de l'élaboration de cette échelle. L'échelle de vulnérabilité sera ainsi développée au terme d'étude(s) ultérieure(s).

En supposant que la vulnérabilité soit sélectionnée en tant que point défini d'une étude d'évaluation écologique du risque, il serait alors possible d'utiliser l'échelle développée. Les résultats obtenus par la personne sur cette échelle seraient incorporés au traitement des données du processus d'évaluation écologique du risque. Dans l'absolu, il serait possible d'utiliser toute échelle de vulnérabilité qui correspondrait au point défini de l'étude.

Enfin, dans le cas des personnes qui présentent des incapacités intellectuelles, certaines de leurs caractéristiques cognitives et non cognitives sont connues et reconnues (Dionne, Langevin, Paour et Rocque, 1999). Dans la mesure où certaines de ces caractéristiques clés sont sélectionnées en tant que points définis et qu'il serait possible de les transformer en constantes, elles pourraient permettre une mise à l'essai du traitement de données pour la réalisation d'une évaluation écologique du risque. Par analogie, cette transposition de constantes à notre domaine réfère à la mesure des points définis d'une évaluation écologique du risque. Toutefois, pour que son application soit «sensée», nous réitérons la nécessité de recourir à des spécialistes de la statistique ou de l'évaluation écologique du risque.

Chapitre sixième : Troisième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines

1. Description

Phase 3 : Caractérisation du risque

D'entrée de jeu, il importe de rappeler que les recommandations émises par les auteurs en écologie humaine ne portent pas spécifiquement sur l'évaluation écologique du risque. En effet, les propositions recueillies dans ce domaine portent sur la réalisation d'études écologiques et celles qui traitent particulièrement de l'évaluation et de l'analyse de données se retrouvent en annexe (Annexe VI).

Aussi, parce que la réalisation de cette troisième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines découle directement de la mise en œuvre de la seconde phase, le développement méthodologique spécifique nécessite ici aussi le recours à des spécialistes de la statistique ou du domaine de l'analyse du risque. Par conséquent, nos propositions quant à cette troisième phase pourraient être réaménagées au regard des prescriptions méthodologiques qui seront émises par ces spécialistes.

La troisième phase du réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines est la **caractérisation du risque**. Elle est un processus d'intégration des résultats de la phase d'évaluation qui va permettre de décrire et d'estimer le risque et de produire une estimation d'une exposition sécuritaire pour les gestionnaires, le public et les autres tenants. Dans cette phase, la description du risque s'effectue au regard des points définis identifiés depuis la phase de formulation du problème. La caractérisation du risque doit considérer :

- une prédiction du temps de récupération d'une personne ou de la réalisation de son action, dépendamment de l'écosystème choisi, suite à l'exposition à un facteur de stress;
- la combinaison des types de facteurs de stress;
- les niveaux d'effet critique;
- la quantification de l'incertitude.

Deux grandes étapes composent la phase de caractérisation du risque, soit l'estimation du risque et la description du risque.

L'étape d'estimation du risque comprend l'intégration des données sur l'exposition et les effets et une analyse des incertitudes; en d'autres mots, elle est l'étape où divers calculs sont réalisés pour évaluer (estimer) le risque.

La seconde étape, soit la description du risque, consiste en une présentation synthèse des résultats et de leur interprétation.

Étape 1 : Estimation du risque

Cette première étape est celle où, suite aux données recueillies et analysées dans la deuxième phase, les calculs réalisés porteront spécifiquement sur l'évaluation (l'estimation) du risque. En effet, le risque étant une probabilité de l'action des effets d'un facteur de stress, il ne peut être directement mesuré. Il sera ainsi calculé à partir d'événements, en considérant le type d'incertitude reconnu et estimé et les modèles utilisés pour estimer les valeurs.

À partir du profil des résultats obtenus dans la deuxième phase, l'intégration des données sur l'exposition et les effets mènera à une estimation déterministe d'un niveau d'effet attendu ou à l'identification d'une exposition qui excède un point d'entrée d'effets significatifs. En d'autres mots, les éléments considérés pour réaliser cette étape sont la concentration du facteur de stress, la durée de l'exposition, le taux de réponse de la personne ou du groupe de personnes cibles et la sévérité de l'effet.

Il est permis de supposer que les approches ou techniques qui peuvent être utilisées soient les mêmes ou, tout au moins, s'inspirent fortement des procédures utilisées dans le domaine de l'évaluation écologique du risque. Comme dans le domaine de l'évaluation écologique du risque, il est possible que la première méthode ne soit pas recommandée, mais nous la présentons comme une des possibilités d'application.

1- La comparaison d'une exposition et des valeurs d'effets ou méthode du quotient. Dans cette approche, l'estimation du risque est obtenue par le taux ou le quotient de la valeur d'exposition sur la valeur de l'effet; il s'agit de diviser la concentration attendue par la concentration produisant un effet inacceptable. Ainsi, un quotient égal ou plus grand que un indique qu'un effet adverse se déroulera probablement. Cependant, en plus d'être la moins probabiliste des trois approches, cette méthode se révèle largement dépendante du jugement professionnel. Pour y pallier, les chercheurs recommandent de recourir à l'évaluation de la courbe de la réponse à un facteur de stress au regard de la fréquence, durée et *timing* de l'exposition. Par conséquent, l'utilisation de la seconde approche est recommandée.

2- La seconde approche consiste en la comparaison des distributions de l'exposition et des effets. Cette estimation probabiliste du risque se caractérise par l'interface entre les distributions des effets et de l'exposition. Plus l'interface est large, plus de risque est grand.

3- Enfin, l'utilisation de modèles de simulation est considérée comme une voie prometteuse pour l'évaluation écologique du risque. Il semble permis de croire qu'il en serait de même dans son application aux sciences humaines.

De façon spécifique, la sélection de techniques ou d'approches permettant d'estimer le risque s'effectuera au regard des buts de l'évaluation, des contraintes temporelles et de celles reliées aux données.

Analyse des incertitudes et facteurs de sécurité

L'estimation du risque nécessite la prise en compte des incertitudes décrites et quantifiées lors de la phase précédente. À ce stade-ci, l'analyse des incertitudes identifie et tente de quantifier l'incertitude dans l'ensemble de la démarche d'évaluation écologique du risque. Idéalement, cette analyse devrait permettre d'émettre certaines recommandations quant aux façons de réduire l'incertitude.

Deux techniques d'analyses quantitatives utilisées quant à la dispersion des incertitudes sont la simulation Monte Carlo et l'analyse statistique de l'incertitude. La simulation Monte Carlo est un processus itératif qui permet d'obtenir de l'information sur la propagation de l'incertitude dans les modèles de simulation mathématique; par la sélection aléatoire de valeurs de paramètres de distribution, il peut être possible de déterminer la probabilité d'action des valeurs ciblées en tenant compte de l'incertitude des paramètres.

Ainsi, les facteurs d'incertitude identifiés dans la phase d'évaluation permettront d'identifier des facteurs de sécurité et serviront dans les extrapolations de cette troisième phase du réseau fonctionnel.

De façon spécifique, les intervalles de confiance se traduisent par l'application de facteurs de sécurité, c'est-à-dire de facteurs appliqués à la concentration d'un facteur de stress menant à un critère ou un standard de sécurité. Les facteurs de sécurité sont donc tributaires de l'exposition et des effets d'un facteur de stress. Très souvent, plus les effets écologiques sont irréversibles, plus grands seront les facteurs de sécurité.

Un critère de sécurité est le niveau d'une exposition (concentration et durée) d'un facteur de stress dans un milieu donné qui résulte en un faible niveau d'effet jugé acceptable pour la personne ou le groupe de personnes cibles.

Un standard de sécurité est la limite du niveau d'exposition d'un facteur de stress permis dans un milieu donné découlant directement des critères de sécurité.

Enfin, en nous inspirant des travaux de Dubois (1999), il est possible d'envisager que, dans cette optique, le risque sera jugé acceptable tant que la personne arrive à mettre en œuvre des mécanismes efficaces d'adaptation, dans un temps donné ou dans une perspective évolutive. Le risque sera jugé tolérable, s'il nécessite une surveillance ou une réduction. Au-delà d'un certain seuil (seuil de tolérance), la personne ne pourra mettre en œuvre des mécanismes efficaces d'adaptation, le risque sera alors jugé inacceptable.

Étape 2 : Description du risque

L'étape de la description du risque comprend un résumé de l'estimation du risque réalisée lors de l'étape précédente et une description de l'amplitude des risques identifiés au regard du point défini d'évaluation, c'est-à-dire de l'interprétation et de la réflexion sur les données recueillies par la réalisation d'une évaluation écologique du risque.

Dans un premier temps, les résultats concernant l'estimation du risque sont présentés (incluant les incertitudes). La description du risque suppose une discussion sur l'adéquation et la qualité des données recueillies, de même que sur leur validité. Elle implique également de préciser les besoins de réalisation d'études additionnelles et de fournir des pistes aux gestionnaires quant à la prise de décision.

L'interprétation des résultats exige une mise en contexte de l'estimation du risque au regard des types et de l'étendue des effets anticipés; le jugement professionnel y est d'une importance cruciale. De façon spécifique, la réflexion porte sur :

1- la nature et l'amplitude des effets, c'est-à-dire de la signification relative des effets, de leur amplitude et de leur probabilité d'action au regard des points définis. Par exemple, la probabilité d'exposition à un facteur de stress peut être faible mais l'effet qui en résulte peut être dévastateur. À cette étape, le jugement professionnel est donc essentiel pour dépasser la «simple» interprétation de résultats ou une interprétation simpliste;

2- la répartition spatiale et temporelle des effets considère l'étendue de la zone touchée par un facteur de stress par rapport à son potentiel d'influence. Par exemple, un facteur de stress peut agir sur une petite échelle et présenter des effets dévastateurs. Également, la durée d'un effet, la persistance du facteur de stress et le *timing* de l'exposition doivent être considérés au regard du risque tolérable, du seuil de tolérance établi et du risque inacceptable; et

3- le potentiel de récupération, une fois le facteur de stress enlevé ou pallié, doit être identifié selon la nature, la durée et l'étendue du facteur de stress. À ce stade, la discussion peut considérer des effets possibles sur d'autres composantes écologiques qui n'ont pas fait l'objet de l'étude et ouvrir la voie pour la réalisation d'autres études écologiques ou d'évaluation écologique du risque. De façon spécifique, le potentiel de récupération fait référence à ce qui serait souhaitable pour contrer ou pallier l'endommagement de

l'écosystème, c'est-à-dire le processus dégradant ses conditions et entraînant sa «détérioration».

L'ensemble de cette démarche a pour but de permettre aux gestionnaires d'éclairer, de fonder et d'appuyer leurs prises de décisions, c'est ce qui explique l'importance de la clarté de la présentation et de l'interprétation des résultats.

2. Perspectives pour le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles

Transposée au domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, cette troisième phase s'effectue au regard des points définis sélectionnés à partir des scénarios d'exposition élaborés, depuis la phase de formulation du problème.

Cependant, compte tenu de la spécificité statistique que suppose l'étape d'estimation du risque, nous ne présenterons ici que les visées que pourrait poursuivre la phase de caractérisation du risque dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles.

Ainsi, la caractérisation du risque dans ce domaine pourrait considérer :

- une prédiction du temps de récupération pour la personne présentant des incapacités intellectuelles de la réalisation de son action, suite à l'exposition à un objet d'intervention de haut niveau de complexité ou de niveau moyen de complexité (facteur de stress);
- la combinaison des types de facteurs de stress (types d'objets ou niveaux de complexité de l'objet);
- les niveaux d'effet critique, c'est-à-dire les niveaux d'échec de la relation d'apprentissage, au regard de ce qui peut être acceptable, tolérable et, au-delà d'un certain seuil, inacceptable et donc, de la quantification de l'incertitude.

Dans ce contexte, en nous inspirant des propositions de Dubois (1999 : 115-116), le risque acceptable réfère à une zone de stabilité dans laquelle des mécanismes d'adaptation efficace sont (ré)utilisés par la personne et où l'adéquation du support et ressources du milieu s'effectue au regard des caractéristiques de la personne présentant des incapacités intellectuelles. Aussi, l'établissement du risque tolérable, du seuil de tolérance et du risque inacceptable devrait être déterminé pour les fins d'études d'évaluation écologique du risque.

3. Conclusion du chapitre

La phase de caractérisation du risque permet d'une part d'orienter les besoins de la recherche mais également les décisions administratives et politiques du domaine dans lequel est réalisée une évaluation écologique du risque.

Appliquée aux sciences humaines, la réalisation spécifique de l'étape d'estimation du risque nécessite le recours à un ou plusieurs spécialistes du domaine de la statistique et, particulièrement, de l'évaluation écologique du risque. Bien que certaines propositions d'auteurs en écologie humaine présentent certaines applications statistiques pour la réalisation d'études, comme par exemple la simulation Monte Carlo, une analyse permettant de distinguer ce qui relève d'une évaluation écologique, d'une évaluation écologique du risque reste à réaliser. Sans avoir d'abord consulté des spécialistes en la matière, nous ne pouvons émettre de recommandations méthodologiques spécifiques.

Enfin, une fois les prescriptions méthodologiques établies, en ce qui concerne la mise en œuvre des deuxième et troisième phases de ce réseau fonctionnel, dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, l'application de cette troisième phase pourrait permettre d'estimer et de décrire le risque dans ce contexte précis. Par conséquent, les décisions administratives et politiques pourraient prendre appui sur ces données.

Conclusion

En sciences humaines, un ensemble important de problèmes se pose lorsqu'il s'agit de s'entendre sur les paramètres déterminants de l'«approche écologique», tant sur le plan de la recherche que sur celui de l'intervention.

Des chercheurs de différentes disciplines de l'écologie humaine émettent certains constats quant à ces éléments problématiques et proposent parfois des éléments de solution qui ne sont pas dénuées d'ambiguïtés. Par conséquent, certains malaises conceptuels, théoriques et méthodologiques persistent en écologie humaine.

A priori, il semblait cependant possible, à la lumière des recommandations des auteurs, de mettre en œuvre les éléments de solution proposés en écologie humaine afin d'élaborer une méthodologie spécifique à la cueillette de données pour l'étude de l'interaction P-M, particulièrement en situation d'intervention éducationnelle et sociale. Toutefois, il nous a été impossible d'appliquer systématiquement les amorces de solutions proposées par ces auteurs, sans risquer de perpétuer la confusion qui semble prévaloir dans ce domaine. En effet, l'absence d'éléments spécifiques qui auraient permis de baliser nos choix pour atteindre nos objectifs de recherche s'est révélée, bien malgré nous.

De plus, compte tenu des sujets concernés par nos objectifs de recherche, soit les personnes vulnérables, dont les personnes présentant des incapacités intellectuelles, le répertoire méthodologique que nous souhaitions réaliser devait considérer à la fois des facteurs pouvant faciliter leur apprentissage que des facteurs pouvant faire obstacle à leur apprentissage.

Pour tenter de résoudre ce problème, nous avons effectué un «retour aux sources» en écologie générale. Aussi, compte tenu des échecs plus que fréquents d'apprentissage des personnes présentant des incapacités intellectuelles en situation d'intervention éducationnelle et sociale, le terme «pollution» pédagogique a inspiré métaphoriquement notre recherche documentaire en écologie. Cette démarche nous a conduit au domaine de l'écotoxicologie et, de façon particulière, au domaine de l'évaluation écologique du risque.

Par conséquent, le cadre de référence sur lequel se sont appuyées nos propositions d'application de la seconde partie de cet ouvrage est le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque, tel qu'utilisé dans le domaine de l'écotoxicologie. Constitué par

anasynthèse, ce réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque a par la suite été transposé en sciences humaines.

Dans l'optique d'élaborer un répertoire méthodologique adapté à l'étude de l'interaction P-M, en situation d'intervention éducationnelle et sociale, nous avons donc proposé un réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque en sciences humaines et, de façon spécifique, illustré son potentiel d'application dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles. Le réseau fonctionnel d'évaluation écologique du risque a également servi de support pour organiser les propositions des auteurs en écologie humaine pour la réalisation d'études. Lorsque cela était possible, nous avons relié les propositions des auteurs en écologie humaine avec les nôtres.

Du même coup, le réseau fonctionnel proposé dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale fournit une piste de départ quant aux évaluations écologiques qui peuvent y être réalisées et, surtout, un «cadre» méthodologique pour la réalisation d'évaluations écologiques du risque dans le cadre des travaux de recherche du GDA et du CNRIS.

Dans les sciences humaines, il semble possible d'appliquer le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque pour la réalisation d'études, dans la mesure où les étapes de la formulation du problème sont réellement effectuées. En effet, parmi les problèmes soulevés par les auteurs en écologie humaine, la seule planification de la recherche ne représente pas une pratique courante. Par ailleurs, la structure d'ensemble qu'offre ce réseau fonctionnel a permis de situer les recommandations des chercheurs du domaine de l'écologie humaine.

Appliqué au domaine de l'intervention éducationnelle et sociale auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles, le réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque permet d'ouvrir une voie de recherches qui pourrait contribuer à l'enrichissement du domaine. L'illustration qui en a été réalisée permet de démontrer la place que pourraient occuper de tels types d'études dans le programme de recherche du GDA. Ainsi, les études d'évaluation écologique du risque dans ce domaine pourraient à la fois enrichir et s'enrichir

des études empiriques, des études écologiques et des études contribuant au développement méthodologique.

Le recours à des spécialistes du domaine de la statistique ou de l'analyse du risque permettra de préciser les recommandations relatives à la mise en œuvre des deuxième et troisième phases du réseau fonctionnel d'évaluation écologique du risque que nous proposons.

Une fois cette étape franchie, l'estimation et la description du risque dans le domaine de l'intervention éducationnelle et sociale, en plus d'enrichir la recherche, pourra servir en tant qu'outil de gestion de décisions administratives et politiques. Dans la mesure où les personnes présentant des incapacités intellectuelles constituent une population «à risque», ce risque pourra être spécifié dans le contexte précis de l'intervention éducationnelle et sociale.

Les extrapolations qui permettent d'estimer le risque ont bien sûr leurs limites⁶³, c'est pourquoi le jugement professionnel se révèle d'une si grande importance dans l'ensemble du processus et particulièrement lors de la description du risque. C'est pourquoi également l'évaluation écologique du risque ne représente absolument pas la seule façon de réaliser des études dans un domaine ni l'unique manière d'appuyer les orientations administratives ou politiques de ce domaine! La richesse des études empiriques est indéniable. Il y aurait lieu de croire en la complémentarité de ces deux types de recherche. Certes, l'évaluation écologique du risque peut appuyer des prises de décisions administratives et politiques. Elle peut également permettre d'orienter la réalisation de recherches empiriques.

⁶³ À titre d'exemple, une récente étude empirique sur les véritables effets de l'amiante, réalisée par deux épidémiologistes (Camus & Siemiatycki) de l'Institut Armand-Frappier, réfute les estimations réalisées par l'EPA, il y a quelques années, sur les risques de développer un cancer du poumon en fonction de l'exposition aux fibres d'amiante (Dubé, 1999 : 34-35).

Références bibliographiques

- Acot, Pascal (1994). Histoire de l'écologie. Paris : Presses Universitaires de France; Que sais-je #2870.
- Algozzine, Kate M.; Morsink, Catherine V.; Algozzine, Bob (1986). *Classroom ecology in categorical special education classrooms : and so they counted the teeth in the horse!* The Journal of Special Education. Vol.20, #2 : 209-217.
- Allen, T.F.H.; Hoekstra, Thomas W. (1992). Toward a unified ecology. New-York; Oxford : Columbia University Press.
- Allen, T.F.H.; Roberts, David W. (1992) *Foreword* in Allen, T.F.H.; Hoekstra, Thomas W. Toward a unified ecology. New-York; Oxford : Columbia University Press. (p. xiii-xiv).
- Ambrose, Anthony (1977). *The ecological perspective in developmental psychology*. in Harry McGurk (Ed.) Ecological factors in human development. Amsterdam/New-York/Oxford : North Holland Publishing Company. (Chap.1 : 3-10).
- Anderson, J.M. (1981). Ecology for Environmental Science : Biosphere, Ecosystems and Man. London : Edward Arnold Publishers Ltd.
- Apter, Steven J. (1977). *Applications of ecological theory : toward a community special education model*. Exceptional Children. Vol.43 : 366-373.
- Ballard, Keith D. (1986). *Child Learning and Development in Context : Strategies for analysing behaviour-environment interactions and a proposal for research into everyday experiences*. Educational Psychology. Vol.6, #2 :123-137.
- Barrow, R.; Milburn, G. (1990). A critical dictionary of educational concepts, an appraisal of selected ideas and issues in educational theory and practice. New-York : Teachers College, Columbia University (Interaction Analysis : 160-162).

- Beckwith, Don (1984). A research methodology for studying the learner as a total system : a conceptual paper. Paper presented at the Annual meeting of the Association for Educational Communications and Technology (Dallas, Tx.; January 20-24) (20 pages). Document ERIC #ED 243 413.
- Begon, Michael; Harper, John L.; Townsend, Colin R. (1996). Ecology : Individuals, populations and communities. Third Edition. Oxford : Blackwell Science Ltd. [1st ed. 1986; 2nd ed. 1990].
- Benner, Susan M. (1992). Assessing young children with special needs. An ecological perspective. New-York/London : Longman Publishing Group.
- Blandin, Patrick (1975). *Les problèmes conceptuels et méthodologiques en écologie biocénétique*. Revue des questions scientifiques. Tome 146, #3 (juillet).
- Brewer, Robert (1988). The Science of Ecology. New-York : W.B.Saunders Company.
- Bronfenbrenner, Urie (1989). *Ecological Systems Theory*. Annals of Child Development. Vol.6 : 187-249.
- Bronfenbrenner, Urie (1993). *The ecology of cognitive development : research models and fugitive findings*. in R.H.Wozniak & K.Fisher (Eds.). Thinking in context. Hillsdale, N.J. : Erlbaum. (Chap.1 : 3-44).
- Bronfenbrenner, Urie (1994). *Ecological models of human development*. in T.Husén & T.N.Postlethwaite (Eds.) The International Encyclopedia of Education. Second Edition. Volume 3. Pergamon press inc. (p.1643-1647).
- Bronfenbrenner, Urie (sans date). *Le modèle «Processus-Personne-Contexte» dans la recherche en psychologie du développement : principes, applications et implications*. Traduction d'une présentation réalisée à Québec dans le cadre

du congrès Enfance et famille : Développement et Contexte. (67 pages). -
Texte non publié.

Bronfenbrenner, Urie; Ceci, Stephen J. (1993). *Heredity, Environment, and the question "How?" - A first Approximation* *in* R. Plomin & G.E. McClearn (Eds.) Nature, Nurture, and Psychology. Washington, D.C. : APA Books. (Chap.16 : 313-324).

Brouillet, Michèle-Isis; Deaudelin, Colette (1994). *Étude écosystémique d'un entretien de supervision de stage*. Revue des sciences de l'éducation. Vol.XX, #3 : 443-466.

Cairns, John Jr. (1995). *Restoration Ecology and Ecotoxicology* *in* D.J. Hoffman; B.A.Rattner; G.A. Burton; J.Jr. Cairns (Eds.) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. [Lewis Publishers is an imprint of CRC Press]. (Chap. 34 : 717-731).

Cairns, John Jr.; Niederlehner, B.R. (1995). *Predictive Ecotoxicology* *in* D.J. Hoffman; B.A.Rattner; G.A. Burton; J.Jr. Cairns (Eds.) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. [Lewis Publishers is an imprint of CRC Press]. (Chap. 31 : 667-680).

Calabrese, Edward J.; Baldwin, Linda A. (1993) Performing Ecological Risk Assessments. Chelsea : Lewis Publishers.

Carney, Robert S. (1996). *On the adequacy and improvement of marine benthic pre-impact surveys. Examples from the Gulf of Mexico outer continental shelf* *in* C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (Chap.15 : 295-315).

Colinvaux, Paul A. (1973). Introduction to ecology. New-York; London; Sydney; Toronto : John Wiley & Son, Inc.

- Comité québécois et Société canadienne de la CIDIH (1993). Guide de formation. Québec : Bibliothèque Nationale du Québec; Bibliothèque Nationale du Canada. Session de formation sur la classification internationale des déficiences, incapacités et handicaps et la proposition du Comité québécois et de la Société canadienne de la CIDIH.
- Cooper, Paul; Upton, Graham (1990). *An ecosystemic approach to emotional and behavioral difficulties in schools*. Educational Psychology. Vol.10, #4 : 301-321.
- Crnic, Keith A.; Friedrich, William N.; Greenberg, Mark T. (1983). *Adaptation of families with Mentally Retarded Children : A model of Stress, Coping, and Family Ecology*. American Journal of Mental Deficiency. Vol.88, #2 : 125-138.
- Crognier, Émile (1994). L'écologie humaine. Paris : Presses Universitaires de France; Collection "Que sais-je?" #1607.
- Cronbach, Lee J. (1991) *Emerging views on methodology*. in T.D.Wachs & R.Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.6 : 87-104).
- Dajoz, Roger (1982). Précis d'écologie. Quatrième édition revue et augmentée. Paris : Bordas, collection "Écologie fondamentale et appliquée" sous la direction de Roger Dajoz.
- Dansereau, Pierre (1989). *Interdisciplinarité dans l'aménagement : un propos écologique*. in R.Tessier (Éd.) Pour un paradigme écologique. Ville Lasalle : Éditions Hurtibise HMM Ltée, collection Brèches. (p. 27-68).
- Dansereau, Pierre (1991). L'envers et l'endroit. Le besoin, le désir et la capacité. Québec : Musée de la civilisation et Pierre Dansereau, en coll. avec les Éditions Fides; Les grandes conférences.

- Deléage, Jean-Paul (1991). Une histoire de l'écologie. Paris : Éditions La Découverte.
- Depledge, Michael (1994). *Series Foreword* in Forbes, V.E.; Forbes, T.L. Ecotoxicology in theory and practice. London : Chapman & Hall. Ecotoxicology series. (p. vii-ix).
- Detterman, D. (Ed.) (1996). Current topics in human intelligence. Volume 5. Ablex : Norwood.
- Dever, Richard B. (1997). Habilités à la vie communautaire. Une taxonomie. Montréal : Presses Inter Universitaires. Ouvrage paru sous le titre *Community living skills. A taxonomy* (1988). Washington : American Association on Mental Retardation. Traduit sous la direction de Daniel Boisvert.
- Dionne, Carmen (1996). Conception d'un métamodèle de l'intervention éducative auprès de personnes présentant des incapacités intellectuelles. Montréal : Projet de thèse de doctorat soumis à la Faculté des sciences de l'éducation; Département de psychopédagogie et d'andragogie (mars).
- Dionne, Carmen; Langevin, Jacques; Paour, Jean-Louis; Rocque, Sylvie (1999). *Le retard du développement intellectuel* in Habimana, Éthier, Petot, Tousignant (Éds.). Psychopathologie de l'enfant et de l'adolescent. Approche intégrative. Montréal/Paris : Gaëtan Morin Éditeur ltée.. (Chapitre 14).
- Drouin, Caroline; Langevin, Jacques; Germain, Caroline; Rocque, Sylvie (1998). Monergo. Guide d'enseignement d'un scénario de paiement prudent. Montréal : Éditions Nouvelles.
- Drouin, Jean-Marc (1993). L'écologie et son histoire. Flammarion. (1991 : Desclée de Brouwer).
- Dubé, Catherine (1999). *Amiante : nouveaux chiffres. À de faibles doses, l'amiante n'est pas le tueur en série que l'on pensait*. Québec Science. Vol.37, #5 : 34-35.

- Dubois, Carine (1999). Deux premières étapes du prototype d'une échelle de vulnérabilité des personnes présentant des incapacités intellectuelles. Montréal, Département de psychopédagogie et d'andragogie de la Faculté des sciences de l'éducation, Université de Montréal : Mémoire de maîtrise présenté à la Faculté des études supérieures.
- Dunst, Carl J.; Snyder, Scott W.; Mankinen, Margaret (1989). *Efficacy of Early Intervention in* M.C.Wang; M.C.Reynolds & H.J.Walberg (Eds.) Handbook of Special Education. Research and Practice. Vol.2. Low Incidence Conditions. New-York : Pergamon Press plc. (p.259-294).
- Ehlich, Paul R.; Roughgarden, Jonathan (1987). The Science of Ecology. New-York : Macmillan Publishing Company, a division of Macmillan, Inc./London : Collier Macmillan Publishers.
- Evans, Susan; Evans, William H.; Gable, Robert A. (1989). *An ecological survey of student behavior*. Teaching Exceptional Children. Summer : 12-15.
- Forbes, Valery E.; Forbes, Thomas L. (1994). Ecotoxicology in theory and practice. London : Chapman & Hall. Ecotoxicology series.
- Ford, Jerry; Gaylord-Ross, Robert (1991). *Ecological validity revisited : A 10-year comparison of two journals*. American Journal on Mental Retardation. Vol.96, #1 : 95-98.
- Fougeyrollas, Patrick; Cloutier, René; Bergeron, Hélène; Côté, Jacques; Côté, Marcel; St-Michel, Ginette (1996). Révision de la proposition québécoise de classification : processus de production du handicap. Québec, Lac St-Charles : Réseau International sur le Processus de Production du Handicap.
- Fougeyrollas, Patrick; Majeau, Pierre (1991). *Processus de production des handicaps. Comment utiliser le modèle conceptuel – Exemples*. Réseau International CIDIH. Vol.4, #3.

- Fraser, Barry J.; Fisher, Darrell L. (1983). *Use of actual and preferred classroom environment scales in person-environment fit research*. Journal of Educational Psychology. Vol.75, #2 : 303-313.
- Frontier, Serge; Pichod-Viale, Denise (1990). Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Paris : Masson, collection d'écologie #21.
- Gallagher, James J. (Ed.) (1980). Ecology of Exceptional Children. New Directions for Exceptional Children. San Francisco/Washington/London : Jossey-Bass Inc., Publishers and Jossey-Bass Limited.
- Garbarino, James (1990). *The human ecology of early risk*. *in* S.J.Meisels & J.P.Shonkoff (Eds.) Handbook of early childhood intervention. U.S.A. : Cambridge University Press. (p.78-96).
- Giller, Paul S. (1984). Community structure and the niche. London/New-York : Chapman and Hall, Outline Studies in Ecology.
- Gordon, Samuel A.; Steele, Robert E. (1983). The Application of Social Ecological Principles to the Assessment of Inner-City Black Communities. (28 p.) Document ERIC #ED 240 191.
- Habimana, Emmanuel; Éthier, Louise S.; Petot, Djaouida; Tousignant, Michel (1999) (Éds.). Psychopathologie de l'enfant et de l'adolescent. Approche intégrative. Montréal/Paris : Gaëtan Morin Éditeur Ltée.
- Harwood, Angela M. (1992). *Classroom climate and civic education in secondary social studies research : antecedents and findings*. Theory and Research in Social Education. (Winter) Vol.XX, #1 : 47-86.
- Heinrich, Dieter; Hergt, Manfred (1993). Atlas de l'écologie. France : Librairie Générale Française, Encyclopédie d'aujourd'hui, La Pochothèque : Le livre de poche.

Traduit de l'édition allemande par Josselin Mercier (1990) "*dvt - Atlas sur ökologie*".

Hoffman, D.J.; Rattner, B.A.; Burton, G.A.; Cairns, J.Jr. (1995) (Eds.) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. [Lewis Publishers is an imprint of CRC Press].

Holl, Karen D.; Cairns, John Jr. (1995). *Landscape Indicators in Ecotoxicology in* D.J. Hoffman; B.A.Rattner; G.A. Burton; J.Jr. Cairns (Eds.) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. [Lewis Publishers is an imprint of CRC Press]. (Chap. 9 : 185-197).

Holman, E. Alison; Stokols, Daniel (1994). *The environmental psychology of child sexual abuse*. Journal of Environmental Psychology. Vol.14, #3 : 237-252.

Huberman, Michael A.; Miles, Matthew B. (1991). Analyse des données qualitatives. Recueil de nouvelles méthodes. Bruxelles : De Boeck-Wesmael, s.a. Collection De Boeck Université - Pédagogies en développement - Série 3 : Méthodologie de la recherche. Traduit de l'anglais par Catherine De Backer et Vivian Lamongie de l'association ERASME.

Husén, T.; Postlethwaite, T.N. (Eds.) (1994). The International Encyclopedia of Education. Second Edition. Volume 3. Pergamon press inc.

Ispa, Jean M.; Gray, Mary M.; Thornburg, Kathy R. (1988). *Parents, teachers, and day care children : patterns of interconnection*. Journal of Research in Childhood Education. Vol.3, #1 : 76-84.

Jacob, Evelyn (1990). *Alternative approaches for studying naturally occurring human behavior and thought in special education research*. The Journal of Special Education. Vol.24, #2 : 195-211.

- Johnson, Genevieve M. (1994). *An ecological framework for conceptualizing educational risk*. Urban Education. Vol.29, #1 : 34-49.
- Johnson, J.M. (1991). *Ecological theory and conventional science : irreconcilable differences?* Canadian Journal of Special Education. Vol.7, #2 : 153-163.
- Jones, Geoffrey P.; Kaly, Ursula L. (1996). *Criteria for selecting marine organisms in biomonitoring studies* in C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (Chap.3 : 29-47).
- Knight, Clifford B. (1965). Basic Concepts of Ecology. New-York : The Macmillan Company/London : Collier-Macmillan Limited.
- Knoff, Howard M. (1984). *The practice of multimodal consultation : An integrating approach for consultation service delivery*. Psychology in the Schools. Vol.21 : 83-91.
- Krebs, Charles J. (1989). Ecological Methodology. New-York : Harper & Row, Publishers.
- Lachance, Françoise (1999). *Lancement de la chaire en analyse des risques toxicologiques pour la santé humaine*. Forum. Vol. 33 #23 : 1, 7 (15 mars) [propos recueillis auprès de Gaétan Carrier, titulaire de la chaire].
- Lacharité, Normand (1989). *Les présupposés philosophiques de la théorie générale des systèmes*. in Roger Tessier (Éd.) Pour un paradigme écologique. Ville Lasalle : Éditions Hurtibise HMH Ltée., Collection Brèches. (p. 91-113).
- Ladd, Gary W.; Keeney, Bradford P. (1983). *Intervention strategies and research with socially isolated children. An ecological system perspective*. Small Group Behavior. Vol.14, #2 : 175-185.

- Landis, Wayne G.; Yu, Ming-Ho (1995). Introduction to Environmental Toxicology. Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. (Lewis Publishers is an imprint of CRC Press).
- Langevin, Jacques (1999). Le cycle de l'intervention éducationnelle et sociale. Document inédit.
- Langevin, Jacques (1996). *Ergonomie et éducation des personnes présentant des incapacités intellectuelles*. Revue francophone de la Déficience intellectuelle. Vol.7, #2 : 135-150.
- Le petit Larousse Illustré 1998. (1997) Paris : Larousse-Bordas.
- Legendre, Renald (1993). Dictionnaire actuel de l'éducation. 2e édition. Montréal/Paris : Guérin/Eska.
- Magnusson, David ; Törestad, Bertil (1992). *The individual as an interactive agent in the environment*. in W.B.Walsh; K.H.Craik & R.H.Price (Eds.) Person-Environment Psychology. Models and Perspectives. New-Jersey : Lawrence Erlbaum Associates, Inc.
- Marsden, William E. (1983). *Ecology and Nineteenth Century Urban Education*. History of Education Quarterly. Vol.23, #1 : 29-53.
- McCall, Robert B. (1991). *So many interactions, so little evidence. Why?* in T.D.Wachs & R.Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.8 : 142-161).
- McGurk, Harry (Ed.) (1977). Ecological factors in human development. Amsterdam/New-York/Oxford : North Holland Publishing Company.

- Meisels, S.J.; Shonkoff, J.P. (Eds.) (1990) Handbook of early childhood intervention. U.S.A. : Cambridge University Press.
- Merrell, Kenneth W. (1993). *Using behavior rating scales to assess social skills and antisocial behavior in school settings : development of the school social behavior scales*. School Psychology Review. Vol.22, #1 : 115-133.
- Molnar, Alex; Lindquist, Barbara (1989). Changing Problem Behavior in Schools. San Francisco/Oxford : Jossey-Bass Inc., Publishers/Jossey-Bass Limited.
- Morin, Edgard. (1994). La sociologie. Paris : Fayard. Nouvelle édition revue et augmentée.
- Nevin, Ann; Thousand, Jacqueline (1987). *Avoiding or limiting special education referrals : changes and challenges*. in M.C.Wang; McReynolds; H.J.Walberg (Eds.) Handbook of special education : research and practice. Volume 1. Learner characteristics and adaptive education. Oxford : Pergamon Books Ltd. : 273-286.
- Norton, Susan Braen; Rodier, Donald J.; Gentile, John H.; Troyer, Michael E.; Landry, Ronald B.; Van der Schalie, William. (1995). *The EPA's framework for ecological risk assessment* in D.J. Hoffman; B.A.Rattner; G.A. Burton; J.Jr. Cairns (Eds.) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. [Lewis Publishers is an imprint of CRC Press] (Chap. 33 : 703-716).
- Odum, Eugene P. (1971). Fundamentals of Ecology. Philadelphia/London/Toronto : W.B.Saunders Company.
- Odum, Eugene P. (1983). Basic Ecology. New-York/Philadelphia : CBS College Publishing.
- Odum, Eugene P. (1997). Ecology. A bridge between science and society. Sunderland, M.A. : Sinauer Associates, Inc.

- Omark, Donald R. (1977). *Ecological factors and ethological observations*. *in* Harry McGurk (Ed.) Ecological factors in human development. Amsterdam/New York/Oxford : North Holland Publishing Company (Chap. 4 : 37-46).
- Osenberg, Craig W.; Schmitt, Russell J. (1996). *Detecting ecological impacts caused by human activities* *in* C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (Chap. 1 : 3-16).
- Osenberg, Craig W.; Schmitt, Russell J. (Eds.) (1996). Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc.
- Overton, Willis F.; Reese, Hayne W. (1977) *General models for man-environment relations* *in* Harry McGurk (Ed.) Ecological factors in human development. Amsterdam/New-York/Oxford : North Holland Publishing Company. (Chap.2 : 11-20).
- Pastor, Donald L.; Swap, Susan M. (1978). *An ecological study of emotionally disturbed preschoolers in special and regular classes*. Exceptional Children. (November) #45 : 213-215.
- Pfadt, Al (1991) *Group Psychotherapy with Mentally Retarded Adults : Issues Related to Design, Implementation, and Evaluation*. Research in Developmental Disabilities. Vol.12 : 261-285.
- Pitman, Mary Anne; Gamradt, Jank; Dobbert, Marion Lundy; Chun, Kyung-Soo; Eisikovits, Rivka A. (1984). *Authors' Response to Commentaries*. Anthropology & Education Quarterly. Vol.15 : 351-353.
- Plomin, R. & McClearn, G.E. (Eds.) (1993). Nature, Nurture, and Psychology. Washington, D.C. : APA Books.

- Plomin, Robert & Hershberger, Scott (1991). *Genotype-environment interaction in* T.D.Wachs & R.Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.3 : 29-43).
- Power, Thomas J. & Bartholomew, Karlotta Lutz (1987). *Family-School Relationship Patterns : An Ecological Assessment*. School Psychology Review. Vol.16, #4 : 498-512.
- Raimondi, Peter T.; Reed, Daniel C. (1996). *Determining the spatial extent of ecological impacts caused by local anthropogenic disturbances in coastal marine habitats in* C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (Chap.10 : 179-197).
- Remmert, Hermann (1980). Ecology. A Textbook. Berlin/New-York : Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Traduit de la 2e édition allemande : "Ökologie", par Margurite A. Biederman-Thorson.
- Ricklefs, Robert E. (1973). Ecology. Newton, Massachussetts : Chiron Press, inc.
- Rocque, Sylvie (1999). L'écologie de l'éducation. Assises d'une pédagogie du succès. Montréal : Gaëtan Morin Éditeur Itée. Collection Le Défi éducatif, dirigée par Renald Legendre.
- Rocque, Sylvie; Langevin, Jacques; Riopel, Diane (1998). *L'analyse de la valeur pédagogique au Canada. Méthodologie de développement de produits pédagogiques*. La Valeur des produits, procédés et services; AFNOR, Paris : 6-11.
- Rocque, Sylvie; Langevin, Jacques; Belley, Claude (1997). *Modèle de la situation de formation, approche écologique en réadaptation d'adultes présentant des incapacités intellectuelles*. Revue Repères, essais en éducation. #18 : 81-93.

- Rocque, Sylvie; Langevin, Jacques; Belley, Claude; Trépanier, Nathalie; Forget, Natalie; Sercia, Pierre; Dubreuil, Sylvie; Gilbert, Denise; Labelle, Martine; Méthé, Francine (1997). Études d'éléments environnementaux susceptibles de faire obstacle à l'activité de la personne présentant des incapacités intellectuelles. Rapport de recherche présenté à la Régie régionale de Laval.
- Rocque, Sylvie; Langevin, Jacques; Belley, Claude; Trépanier, Nathalie; Forget, Natalie; Sercia, Pierre; Dubreuil, Sylvie; Gilbert, Denise; Labelle, Martine; Méthé, Francine (1996). *Éléments environnementaux facteurs d'obstacle à l'activité de la personne présentant des incapacités intellectuelles.* Revue CNRIS. Vol.1, #1 : 28-35.
- Rocque, Sylvie; Trépanier, Nathalie; Langevin, Jacques; Dionne, Carmen (1996). *De meilleures définitions pour une action plus efficace. / Better definitions for a better action.* Réseau International CIDIH. Vol.8, #2 : 5-9.
- Rocque, Sylvie; Trépanier, Nathalie; Langevin, Jacques; Boutet, Michel (1996) (Éds.). Participation sociale des personnes présentant des incapacités intellectuelles, une question d'interaction personne-environnement. Revue CNRIS (décembre).Vol.1, #1.
- Rocque, Sylvie; Langevin, Jacques (1995). Analyse de la Valeur pédagogique. Document de travail. CNRIS : synthèse.
- Rocque, Sylvie (1994). Conception, élaboration et validation théorique d'un schème conceptuel de l'écologie de l'éducation. Montréal : Thèse de doctorat présentée à l'Université du Québec à Montréal; Département d'éducation (février).
- Rocque, Sylvie; Trépanier, Nathalie; Langevin, Jacques; Dionne, Carmen (1994). *De meilleures définitions pour une action plus efficace. / Better definitions for a better action.* Revue Européenne du Handicap Mental / European Journal on Mental Disability. Vol.1, #4 : 34-40 / 32-38.

- Rogers-Warren, Ann; Warren, Steven F. (1977). *The Developing Ecobehavioral Psychology in* Ann Rogers-Warren & Steven F. Warren (Eds.) Ecological perspective in behavior analysis. Baltimore/London/Tokyo : University Park Press. (p.3-8).
- Rogers-Warren, Ann; Warren, Steven F. (Eds.) (1977). Ecological perspective in behavior analysis. Baltimore/London/Tokyo : University Park Press.
- Rogers-Warren, Ann; Wedel, Janet W. (1980). *The Ecology of Preschool Classrooms for the Handicapped in* James J. Gallagher (Ed.) Ecology of Exceptional Children. New Directions for Exceptional Children. San Francisco/Washington/London : Jossey-Bass Inc., Publishers and Jossey-Bass Limited. (p.1-24).
- Rutter, Michael; Pickles, Andrew (1991). *Person-environment interactions : concepts, mechanisms, and implications for data analysis in* T.D.Wachs & R.Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.7 : 105-141).
- Sackett, Gene P. (1991). *Toward a more temporal view of organism-environment interaction in* T.D.Wachs & R.Plomin (Eds..) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.2 : 11-28).
- Salisbury, David F. (1990). *General systems theory and instructional systems design. Performance and Instruction*. Vol.29, #2 : 1-11.
- Salomon, Gavriel (1991). *Transcending the Qualitative-Quantitative Debate : The Analytic and Systemic Approaches to Educational Research. Educational Researcher*. Vol.20, #6 : 10-18.

- Salomon, Gavriel (1992). *New challenges for educational research : studying the individual within learning environments*. Scandinavian Journal of Educational Research. Vol.36, #3 : 167-182.
- Sauer, John R.; Pendleton, Grey W. (1995). *Population Modeling and its role in toxicological studies* in D.J. Hoffman; B.A.Rattner; G.A. Burton; J.Jr. Cairns (Eds.) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton, Florida : CRC Press, Inc. [Lewis Publishers is an imprint of CRC Press]. Chap. 32 : 681-702.
- Schiemberg, Lawrence B.; Chin, Chong-Hee (1987). The Influence of Family on Educational and Occupational Achievement of Adolescents in Rural Low-Income Areas : An Ecological Perspective. Baltimore, M.D. : Paper presented at the Biennial Meeting of the Society for Research in Child Development (April 23-26) (48 pages). Document ERIC : #ED 282 663.
- Schmitt, Russell J.; Osenberg, Craig W. (1996). *Preface* in C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (p. xix-xx).
- Schmitt, Russell J.; Osenberg, Craig W.; Douros, William J.; Chesson, Jean (1996). *The art and science of administrative environmental impact assessment* in C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (Chap.14 : 281-293).
- Schoggen, Phil; Barker, Roger G. (1977). *Ecological factors in development in american and an english small town* in Harry McGurk (Ed.) Ecological factors in human development. Amsterdam/New-York/Oxford : North Holland Publishing Company. (Chap.6 : 61-76).
- Schrader-Frechette, K.S.; McCoy, E.D. (1993). Method in Ecology : strategies for conservation. Cambridge : Cambridge University Press.

- Sirotnik, Kenneth A. (1984). *An Outcome-Free Conception of Schooling : Implications for School Based Inquiry and Information Systems*. Educational Evaluation and Policy Analysis. Vol.6, #3 : 227-239.
- Stroufe, L'Alan; Egeland, Byron (1991). *Illustrations of person-environment interaction from a longitudinal study in* T.D.Wachs & R.Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.5 : 68-84).
- Stewart-Oaten, Allan (1996). *Goals in Environmental Monitoring in* C.W. Osenberg; R.J. Schmitt (Eds.) Detecting Ecological Impacts. Concepts and Applications in Coastal Habitats. San Diego, California : Academic Press, Inc. (Chap.2 : 17-27).
- Strain, Phillip S.; Shores, Richard E. (1977). *Social reciprocity : A review of research and educational implications*. Exceptional Children. (May) #43 : 526-530.
- Suter, Glenn W.II (Ed.) (1993-a). Ecological Risk Assessment. Michigan : Lewis Publishers.
- Suter, Glenn (1993-b). *Defining the Field in* Glenn W. Suter II (Ed.) (1993-a). Ecological Risk Assessment. Michigan : Lewis Publishers. (Chap. 1 : 3-20).
- Suter, Glenn (1993-c). *Predictive Risk Assessments of Chemicals in* Glenn W. Suter II (Ed.) (1993-a). Ecological Risk Assessment. Michigan : Lewis Publishers. (Chap. 3 : 49-88).
- Suter, Glenn (1993-d). *Exposure in* Glenn W. Suter II (Ed.) (1993-a). Ecological Risk Assessment. Michigan : Lewis Publishers. (Chap.6 : 153-173).
- Suter, Glenn; Barnthouse, Lawrence (1993). *Assessment concepts in* Glenn W. Suter II (Ed.) (1993-a). Ecological Risk Assessment. Michigan : Lewis Publishers. (Chap. 2 : 21-48).

- Szymanski, Edna Mora; Dunn, Caroline; Parker, Randall M. (1989). *Rehabilitation Counseling with Persons with Learning Disabilities : An Ecological Framework*. Rehabilitation Counseling Bulletin. Vol.33, #1 : 38-53.
- Tessier, Réjean (1989). *L'émergence du paradigme écologique en psychologie*. *in* Roger Tessier (Éd.) Pour un paradigme écologique. Ville Lasalle : Éditions Hurtibise HMH Ltée., Collection Brèches.
- Tessier, Roger (Éd.) (1989) Pour un paradigme écologique. Ville Lasalle : Éditions Hurtibise HMH Ltée., Collection Brèches.
 Toutefois, l'essentiel du contenu, voire le contenu entier, de ce texte est repris dans *Le modèle «Processus-Personne-Contexte-Temps» dans la recherche en psychologie du développement : Principes, Applications et Implications*. *in* Réjean Tessier & Georges M. Tarabulsy (Éds.) (1996) Le modèle écologique dans l'étude du développement de l'enfant. Ste-Foy : Presses de l'Université du Québec (p.9-59).
- Trépanier, Nathalie; Rocque, Sylvie; Navarrete, Rocio (1999). *¿Existen situaciones de discapacidad de intervención?* Revista Mexicana de Pedagogía. #46 (p.37-39); #47 (p.18-20) et #48 (p.26-28).
- Tyler, Ken (1992). *The development of the ecosystemic approach as a humanistic educational psychology*. Educational Psychology. Vol. 12, #1 : 15-24.
- Tyler, Ken (1994). *The Ecosystemic Approach to Personality*. Educational Psychology. Vol.124, #1 : 45-58.
- Wachs, T.D.; Plomin, R. (Eds.) (1991). Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association.
- Wachs, Theodore D. (1991) *Synthesis : Promising research designs, measures and strategies* *in* T.D. Wachs & R. Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of

Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.9 : 162-182).

Wachs, Theodore D. (1991). *Environmental considerations in studies with nonextremes groups* *in* T.D. Wachs & R. Plomin (Eds..) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.4 : 44-67).

Wachs, Theodore D. (1996). *Environment and intelligence : present status, future directions.* *in* D. Detterman (Ed.) Current topics in human intelligence. Volume 5. Ablex : Norwood (Chap. 6 : 69-86).

Wachs, Theodore D.; Plomin Robert (1991). *Overview of current models and research* *in* T.D. Wachs & R. Plomin (Eds.) Conceptualization and Measurement of Organism-Environment Interaction. Washington, D.C. : American Psychological Association. (Chap.1 : 1-8).

Wahler, Robert G.; Berland, Robert M.; Coe, Thomas D.; Leske, George (1977). *Social Systems Analysis : Implementing an Alternative and Behavioural Model* *in* Ann Rogers-Warren & Steven F. Warren (Eds.) Ecological perspective in behavior analysis. Baltimore/London/Tokyo : University Park Press. (p.211-228).

Walsh, W.B.; Craik, K.H.; Price, R.H. (Eds.) (1992) Person-Environment Psychology. Models and Perspectives. New-Jersey : Lawrence Erlbaum Associates, Inc.

Wang, M.C.; Reynolds, M.C.; Walberg, H.J. (Eds.) (1989). Handbook of Special Education. Research and Practice. Vol.2. Low Incidence Conditions. New-York : Pergamon Press plc.

Willems, Edwin P. (1977). *Behavioral Technology and Behavioral Ecology* *in* Ann Rogers-Warren & Steven F. Warren (Eds.) Ecological perspective in behavior analysis. Baltimore/London/Tokyo : University Park Press. (p.9-31).

Willems, Edwin P. (1977). *Relations of models to methods in behavioral ecology* in Harry McGurk (Ed.) Ecological factors in human development. Amsterdam/New-York/Oxford : North Holland Publishing Company. (Chap.3 : 21-36).

Wozniak, R.H.; Fisher, K. (Eds.) (1993). Thinking in context. Hillsdale, N.J. : Erlbaum.

Young, Richard A. (1983). *Career Development of Adolescents : An Ecological Perspective*. Journal of Youth and Adolescence. Vol.12, #5 : 401-417.

Annexe I : Définitions répertoriées

Behavior setting

- ◆ **Unité** d'analyse limitée dans le temps et l'espace et composée de personnes et d'objets en interdépendance (Barker *in* Tessier, 1989 : 63).
- ◆ L'unité appropriée pour étudier les relations synomorphiques (*the appropriate unit for studying synomorphic relations* ; Barker (1968) *in* Willems, 1977 : 24).
- ◆ **Environnement** écologique de la plupart des actions "molaires" (*ecological environment of most molar actions*; Barker, 1978 : 35 *in* Ballard, 1986 : 126).
- ◆ **Entités** extra-individuelles et éco-béaviorales qui consistent en des patrons polymorphiques mais stables et interdépendants comportement-milieu qui sont rattachés à un lieu particulier, concret de temps et d'espace (*entities extra-individual and eco-behavioral consisting of polymorphic but stable and interdependent behaviour-and-milieu patterns which are tied to particular, concrete loci time and space*; Schoggen & Barker, 1977 : 61).

Chronosystème

- ◆ **Paramètre** de système qui étend l'environnement à une 3e dimension (Bronfenbrenner *in* Husén & Postelthwaite, 1994 : 1646).

Contexte

- ◆ Le **milieu** le plus large dans lequel les transactions spécifiques entre l'organisme et l'environnement se produisent (*the setting (larger) within which specific organism-environment transactions occur*, Wachs, 1991 : 174).
- ◆ Une **mesure** de l'environnement d'ordre supérieur ou un **microenvironnement** qui peut interagir avec les caractéristiques de l'individu (*a higher order environmental measure, or macroenvironment, that may interact with individual characteristics*; Wachs, 1991 : 174).

Covariance

- ◆ La **contribution** superposée (*the overlapping contribution*) de l'organisme et de l'environnement (Wachs & Plomin, 1991 *in* Wachs, 1991 : 164).
- ◆ Un **processus** essentiel du développement(...) (Wachs & Plomin, 1991 : 3).
- ◆ Pour Wachs, l'hypothèse de la covariance n'est qu'«**un des modèles** de développement potentiels qui prédit la période d'âge dans laquelle l'interaction entre l'organisme et l'environnement peut devenir particulièrement évidente (*especially salient*) (Wachs, 1991 : 165)».
- ◆ «la covariance entre l'organisme et l'environnement réfère aux processus par lesquels les enfants présentant des caractéristiques différentes sélectionnent, activement ou réactivement» (*either actively or reactively elicit*), différents types d'expériences de leur environnement, créant ainsi la covariance entre l'environnement et les caractéristiques de l'organisme (Plomin, DeFries & Loehlin, 1977 *in* Wachs & Plomin, 1991 : 1-2).

Covariation

- ◆ la **non indépendance** (*the nonindependence*) des facteurs organismiques et environnementaux dans des contextes naturels (McCall, 1991 : 144).

Environnement

- ◆ Les **environs** d'un organisme comme son environnement ou son habitat (*the surroundings of an organism as its environment or habitat*; Brewer, 1988 : 15).
- ◆ Les environs (*the surroundings*) d'un organisme (Brewer, 1988 : 856).
- ◆ Les environs d'un organisme, incluant les plantes et les animaux avec lesquels il interagit (*the surroundings of an organism, including the plants and animals with which it interacts*; Ricklefs, 1973 : 785).
- ◆ **Ensemble** d'agents physiques, chimiques, biologiques et de facteurs sociaux susceptibles d'avoir un effet sur les organismes vivants et les activités (Létourneau, 1992 *in* Legendre, 1993 : 544).
- ◆ Ensemble systémique des aspects biophysiques du milieu de vie, en interaction avec les composantes socioculturelles, et qui interagissent avec les êtres vivants de ce milieu (Sauvé, 1992 *in* Legendre, 1993 : 544).

- ◆ Un ensemble de structures concentriques, incluses les unes dans les autres, et qui maintiennent entre elles et à l'intérieur d'elles, des relations fonctionnelles à différents niveaux (Bronfenbrenner, 1979 *in* Tessier, 1989 : 63).
- ◆ Un **milieu** dont on maîtrise désormais les facteurs multiples et dont on sait qu'il est structuré par des réseaux complexes d'interrelations (Acot, 1994 : 57).
- ◆ Un **phénomène** naturel (non pas un laboratoire)... situé dans un lieu... qui a des frontières, changeantes selon le nombre d'éléments inclus et selon les activités qui s'y déroulent (Barker, 1968 *in* Tessier, 1989 : 63).
- ◆ Une **entité** pré-perceptuelle (qui existe indépendamment de la perception qu'on en a)... et qui contient deux séries de composantes (Barker, 1968 *in* Tessier, 1989 : 63).
- ◆ Une **réalité** multidimensionnelle et contextuelle constituée par «l'ensemble des agents physiques, chimiques et biologiques et des facteurs sociaux susceptibles d'avoir un effet direct ou indirect, immédiat ou à terme, sur les êtres vivants et les activités humaines» (Conseil International de la Langue française, 1977 *in* Rocque, 1994 : 218).

Environnement biologique

- ◆ Les **environs** de l'organisme tels qu'une région géographique, la température et les conditions écologiques générales (*the surroundings of the organism, such as the geographical region, temperature, and general ecological conditions*; Kantor, 1924 *in* Walsh, Price & Craik, 1992 : vii).

Environnement écologique

- ◆ «(...) est conçu comme un ensemble de structures imbriquées, chacune à l'intérieur de l'autre comme des poupées russes [s]e déplaçant du niveau interne vers l'extérieur (...)» (*is conceived as a set of nested structures, each inside the other like a set of Russian dolls. Moving from the innermost level to the outside (...)*; Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1645).

Environnement naturel

- ◆ **Pattern** (*pattern*) environnemental (emprunté à l'idée de la niche écologique...), constitué d'éléments qui sont reliés entre eux et stabilisés par un système régulateur homéostatique (...) (Barker, 1968 *in* Tessier, 1989 : 58).

Environnement physique

- ◆ Une autre **dimension** du microenvironnement (Wohlwill & Heft, 1987 *in* Wachs, 1991 : 56).
- ◆ Le **stade** ou le **milieu** dans lequel les transactions sociales ont lieu (*the stage or setting on which social transactions take place*; Wachs, 1991 : 56).

Environnement psychosocial

- ◆ Réfère typiquement aux conditions, forces ou stimuli externes qui sont directement ou indirectement rencontrés par l'individu (Wachs & Gruen, 1982 *in* Wachs, 1991 : 44).

Environnement social

- ◆ Un **aspect** du microenvironnement (Wachs, 1991 : 56).

Exosystème

- ◆ Un **ensemble** de liens et de processus établis entre deux ou plusieurs milieux, dont au moins un ne représente pas un milieu de vie de la personne en développement mais qui est susceptible d'influencer les processus vécus dans son milieu immédiat (...) (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994 : 257-258).
- ◆ Le **milieu** qui supporte le développement des enfants mais dans lequel ces enfants ne jouent pas un rôle direct (*setting that has a bearing on the development of children, but in which those children do not play a direct role*; Garbarino, 1990 : 82).
- ◆ Les **structures sociales** (formelles et informelles) qui se répercutent sur l'individu, par exemple le voisinage, les médias, les agences gouvernementales (*the social structures (formal and informal) that impinge on the individual, e.g., neighborhood, media, government agencies*; Bronfenbrenner, 1977 *in* Crnic, Friedrich & Greenberg, 1983 : 135).

Interaction

- ◆ Un **terme** qui a plusieurs significations (Wachs & Plomin, 1991 : 1).
- ◆ Un **élément** d'un modèle statistique général (*in an overall statistical model*) ou de description de données et il ne peut être compris sans référence au reste de ce modèle (Rutter & Pickles, 1991 : 130).
- ◆ L'**information** prédictive qui reste une fois que sont enlevés les effets généraux de l'organisme et de l'environnement (Cronbach & McCall, 1991 *in* Wachs, 1991 : 163).

- ◆ L'**héritabilité** différentielle d'un trait dans différents environnements (Plomin, 1991 *in* Wachs, 1991 : 163).

Interaction entre la personne et l'environnement (P-E)

- ◆ Un **ensemble de processus** définis simplement comme des ensembles d'expériences apparemment similaires ayant des conséquences différentes selon les caractéristiques de l'individu (Rutter & Pickles, 1991 : 105).

Interaction entre l'organisme et l'environnement (O-E)

- ◆ Une **série de processus** menant à des environnements objectivement similaires qui produisent des effets différents sur les différents individus (Rutter & Pickles, 1991 *in* Wachs, 1991 : 163).
- ◆ Une **règle** de la nature, non une exception (McCall, 1991 : 142).
- ◆ Un **concept** intuitivement attirant qui a reçu l'appui de sources variées (*that has received support from a variety of sources*; Wachs & Plomin, 1991 : 3).

Interaction ou réactivité différentielle

- ◆ Le deuxième **usage** [du terme interaction] réfère à l'interaction ou réactivité différentielle (Sroufe & Egeland, 1991 : 80).

Macrosystème

- ◆ **Ensemble** des micro-, méso- et exosystèmes caractéristiques d'une culture, d'une sous-culture ou d'un large contexte social donné, caractérisé par un système de valeurs, des ressources, des styles de vie, des structures, des opportunités, et par les structures d'échanges sociaux qui prévalent dans chacun de ces systèmes (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994 : 258).
- ◆ **Patterns** de méso- et exosystèmes qui servent en tant que qu'empeinte maîtresse pour l'écologie du développement humain (*patterns of the meso- and exosystems that serve as the master blueprints for the ecology of human development*; Garbarino, 1990 : 83).
- ◆ La **culture** et les **sous-cultures** élargies (comme par exemple les coutumes régionales, les coutumes ethniques ou les valeurs) (*the culture and subcultures broad (e.g., regional or ethnic customs and values*; Benner, 1992 : 16).

- ◆ Le **contexte** culturel élargi qui affecte les variables identifiées aux niveaux précédents (*the broad cultural context that affects the variables identified at previous levels*; Young, 1983 : 410).
- ◆ **Niveau** (final) d'expansion qui s'adressent aux institutions globales et aux idéologies (*level (final) of expansion, which addresses global institutions and ideologies*; Benner, 1992 : 18).
- ◆ **Idéologie** «incarnée» (*Macrosystems are ideology incarnate*; Garbarino, 1990 : 83)

Mésosystème

- ◆ Un **système** de deux microsystèmes ou plus (Bronfenbrenner, 1993 : 20).
- ◆ Un système de microsystèmes (Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1645).
- ◆ Une **structure** de l'environnement (...) (*structure of the environment (next higher nested)*); Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1645).
- ◆ Un **ensemble** de liens et de processus qu s'établissent entre deux ou plusieurs milieux de vie de la personne en développement, comme par exemple l'école et la maison, l'école et la garderie, etc. (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994 : 257).
- ◆ Un ensemble de ces milieux (microsystèmes) propres à une personne (Bronfenbrenner *in* Tessier, 1989 : 63).
- ◆ Les **interrelations** entre les milieux majeurs qui contiennent l'individu (*the interrelations among major settings containing the individual*; Bronfenbrenner, 1977 *in* Crnic, Friedrich & Greenberg, 1983 : 135).
- ◆ La **relation** entre les microsystèmes dans lesquels l'individu fait l'expérience de la réalité (*relationship between microsystems in which the individual experiences reality*; Garbarino, 1990 : 81).
- ◆ Une **évaluation** (qualitative et potentiellement quantitative) des relations entre les sous-systèmes variés (*an assessment (qualitative and potentially quantitative) of the relationships among the various subsystems*; Knoff, 1984 : 85).

Microenvironnement

- ◆ Le plus bas **niveau** de la hiérarchie d'influences environnementales (*the lowest level of the hierarchy of environmental influences*; Wachs, 1991 : 56).

Microsystème

- ◆ Le **milieu** immédiat, vis-à-vis, dans lequel la personne existe (*the **setting** (immediate, face-to-face) in which the person exists*; Bronfenbrenner, 1993 : 10).
- ◆ Le milieu immédiat dans lequel se développe l'individu (Garbarino, 1990 : 81).
- ◆ Le **lieu** particulier dans lequel les personnes et les objets (c.-à-d. «*what is out of skin*») sont reliés par un réseau complexe de relations pour une période de temps limitée (Bronfenbrenner *in* Tessier, Réjean, 1989 : 63).
- ◆ Le lieu où s'engagent les activités et les relations (Bronfenbrenner, 1979 *in* Tessier, 1989 : 63).
- ◆ Un **pattern** d'activités, de rôles sociaux et de relations interpersonnelles vécu par la personne en développement dans un milieu vis-à-vis donné avec des caractéristiques physiques, sociales et symboliques particulières qui incitent, permettent ou inhibent l'engagement dans des interactions soutenues, de complexité croissante avec une activité dans un environnement immédiat (*a **pattern** of activities, roles, and interpersonal relations experienced by the developing person in a given face-to-face setting with particular physical, social, and symbolic features that invite, permit, or inhibit, engagement in sustained, progressively more complex interaction with, an activity in, the immediate environment*; Bronfenbrenner, 1993 : 15; Bronfenbrenner *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1645).
- ◆ **Ensemble** d'activités, de rôles et de relations interpersonnelles vécues par la personne en développement dans un environnement donné constitué de composantes physiques et matérielles spécifiques et comprenant d'autres personnes ayant des caractéristiques distinctives de tempérament, de personnalité et de système de valeurs (Bronfenbrenner *in* Rocque, 1994 : 257).
- ◆ Les **interactions** dans les milieux immédiats, par exemple la maison, l'école, le lieu de travail (*the **interactions** within immediate settings, e.g., home, school, workplace*; Bronfenbrenner, 1977 *in* Crnic, Friedrich & Greenberg, 1983 : 135).

Milieu

- ◆ **Ensemble** des ressources humaines incluant les personnes autres que le Sujet et l'Agent (élèves, pairs, etc.), susceptible de contribuer à l'apprentissage, les opérations ainsi que les ressources matérielles mises au service de l'apprentissage et de l'enseignement (...) regroupées en 5 sous-ensembles principaux : les locaux, les équipements, le matériel didactique, le temps et les finances (Rocque, 1994 : 275).
- ◆ Ensemble de caractéristiques qui s'interinfluencent (Tessier, 1989 : 55).
- ◆ Ensemble des agents modificateurs qui entourent et influencent l'existence et la propagation d'un organisme, d'une chose, d'un processus ou d'une idée (Legendre, 1993 : 851-852).

Organisme

- ◆ Un **produit** de ses gènes et de son environnement passé (*a product of its genes and its past environment*; Anastasi, 1958 : 197 *in* Plomin & Hershberger, 1991 : 31).
- ◆ Toutes les **influences** (génétiques, environnementales et développementales) qui se sont produites jusqu'à ce moment (*all influences (genetic, environmental, and developmental) that have occurred to that point*; Sroufe & Egeland, 1991 : 70).
- ◆ La **personne** à un moment donné (*the person at a given point in time*; Sroufe & Egeland, 1991 : 68).

Personne

- ◆ Un **produit** des influences interactives, "covariantes" et transactionnelles (*a product of interactive, covarying, and transactive influences*; Sroufe & Egeland, 1991 : 70).

Processus proximaux

- ◆ Les **mécanismes** par lesquels le potentiel génétique humain du fonctionnement psychologique est actualisé (*the mechanisms through which human genetic potentials for effective psychological functioning are actualized*; Bronfenbrenner & Ceci, 1993 : 317).
- ◆ Les mécanismes par lesquels le potentiel génétique humain est actualisé (*the mechanisms through which genetic potentials are actualized*; Bronfenbrenner & Ceci, 1993 : 321).
- ◆ Les **moteurs premiers** du développement (*the primary engines of development*; Bronfenbrenner & Ceci, 1993 : 317).

- ◆ **Formes permanentes d'interactions** dans l'environnement immédiat (*the enduring forms of interaction in the immediate environment*, Bronfen *in* Husén & Postlethwaite, 1994 : 1644).

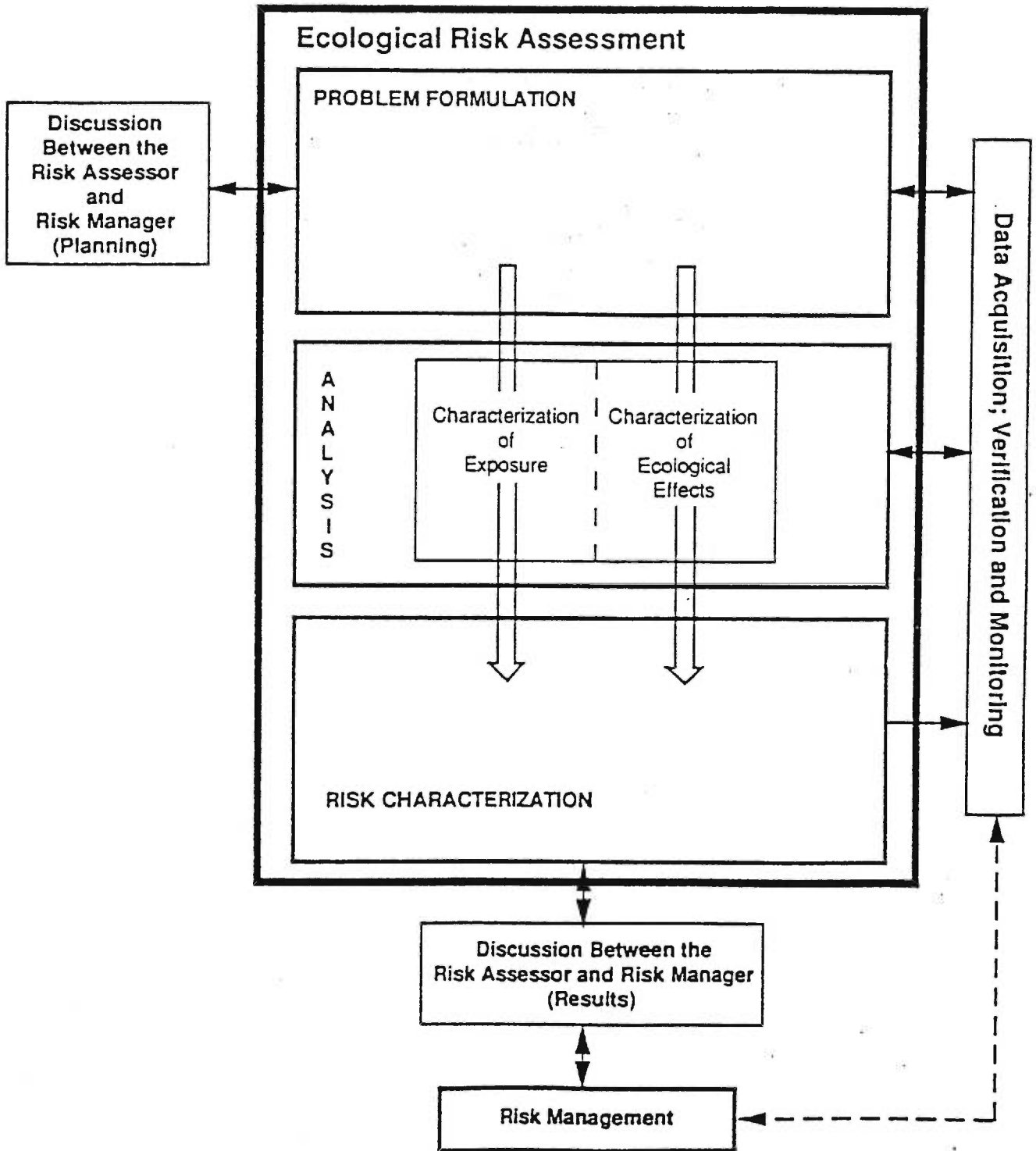
Systeme

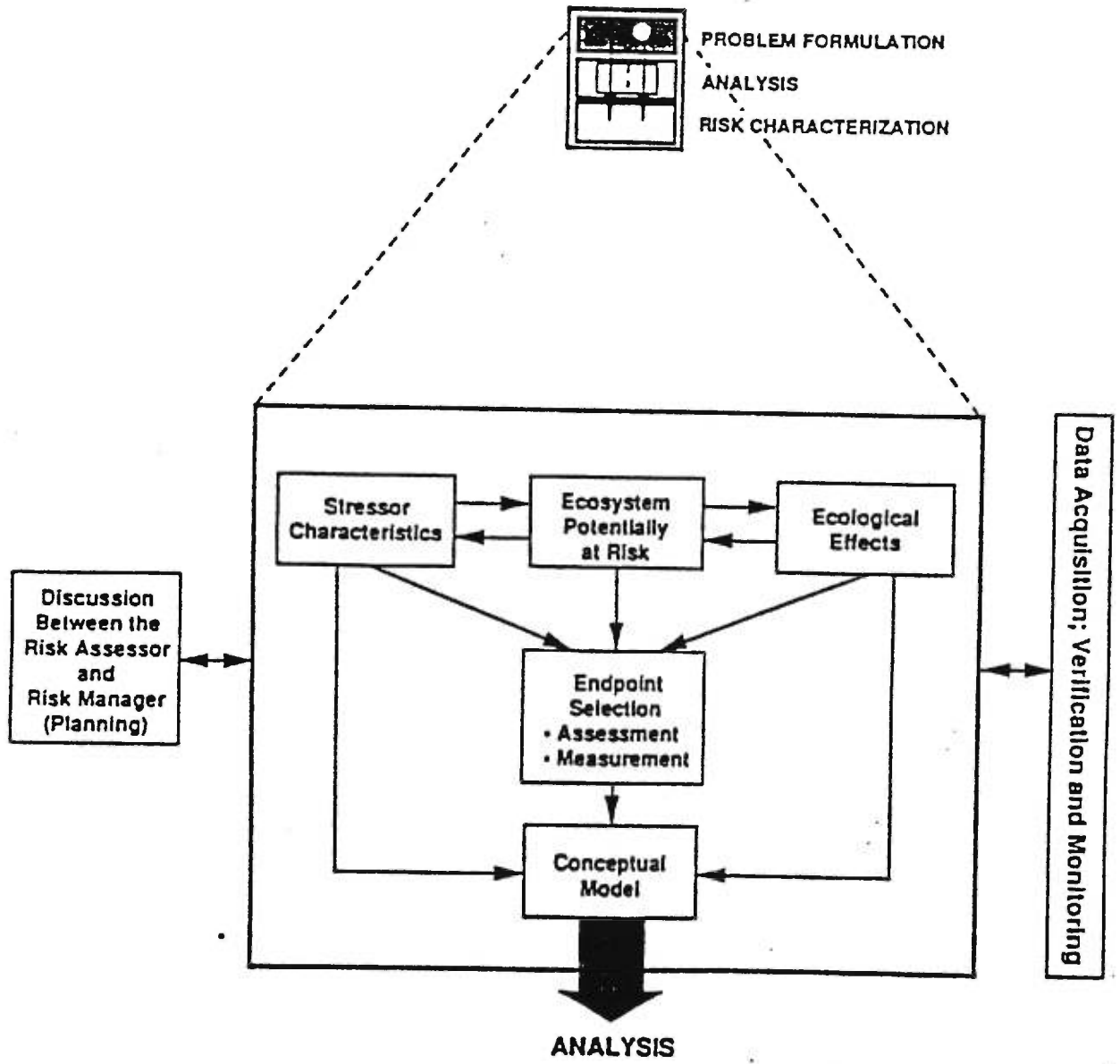
- ◆ Un **ensemble** de variables qui ont le potentiel d'influencer le développement et qui sont organisées à l'intérieur d'un cadre conceptuel sensé (*a set of variables that have the potential to influence development and that are organized within a conceptually meaningful framework*, Wachs, 1991 : 174).

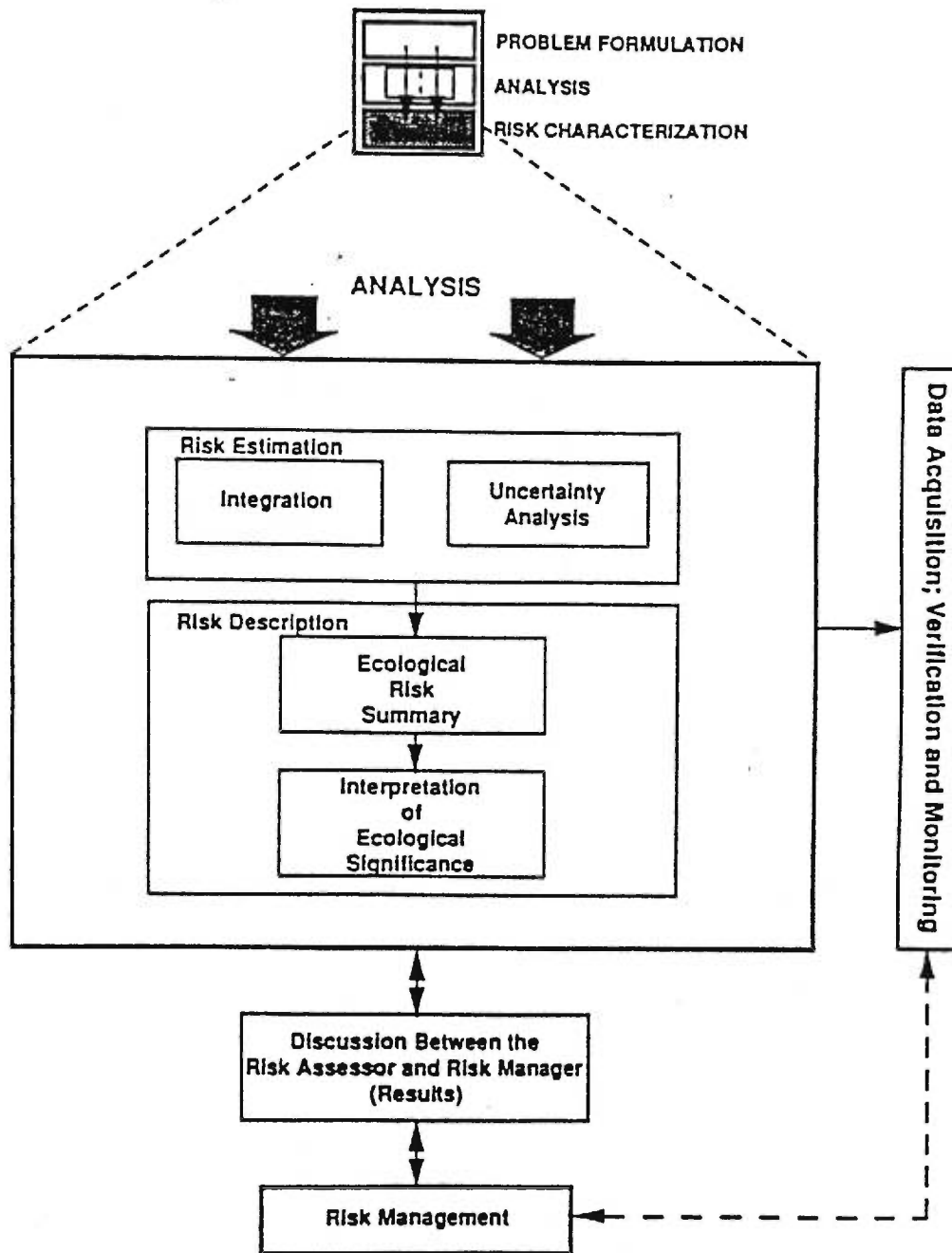
Transaction

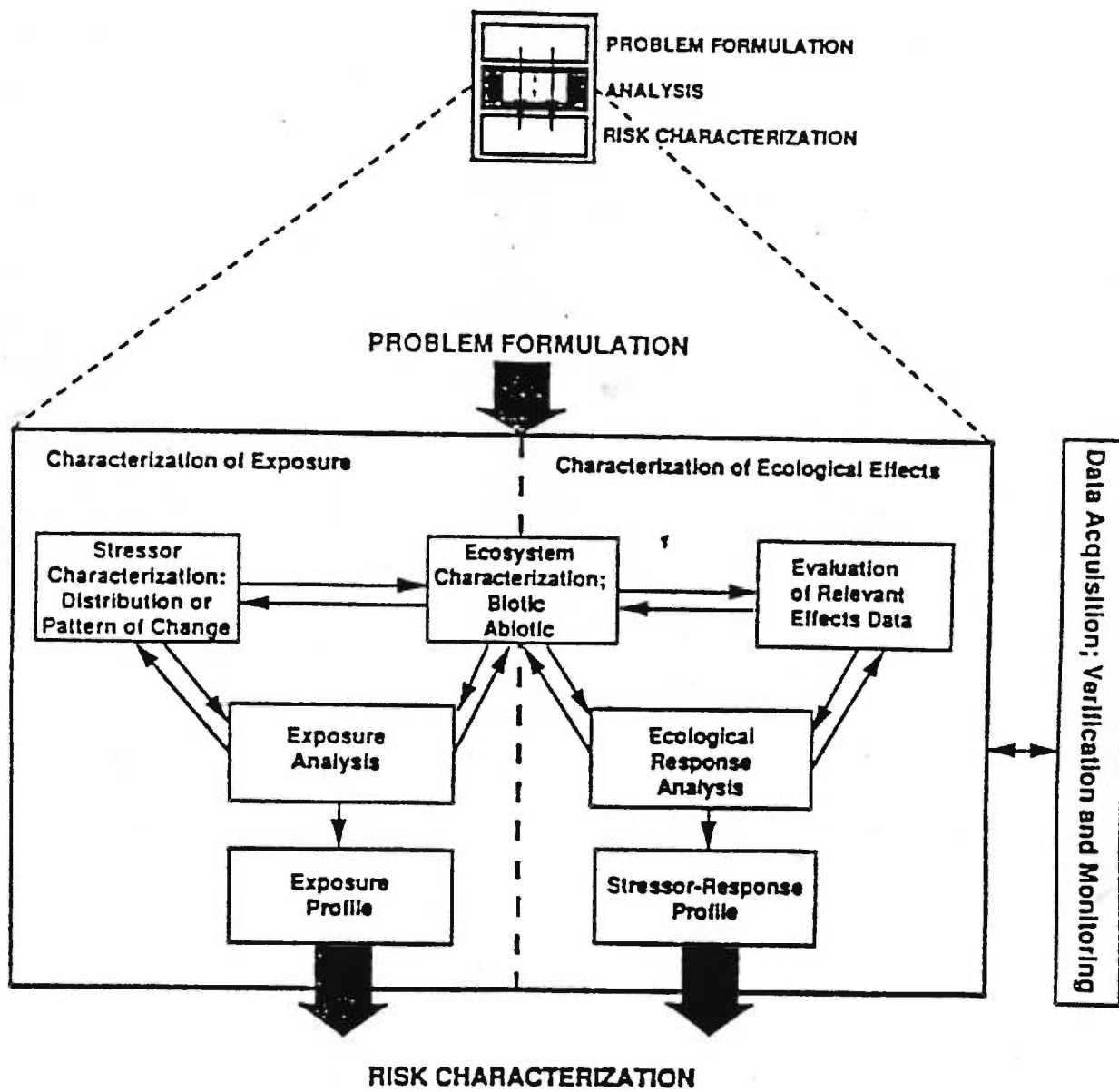
- ◆ L'**interrelation** développementale entre l'enfant et l'environnement dans laquelle l'enfant influence l'environnement et l'environnement influence l'enfant avec le temps (*across time*) (Rutter, 1983 *in* Wachs & Plomin, 1991 : 2).
- ◆ Le **terme** auquel les behavioristes réfèrent en tant qu'interaction (Wachs & Plomin, 1991 : 2).

• **Annexe II : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque
de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA)**

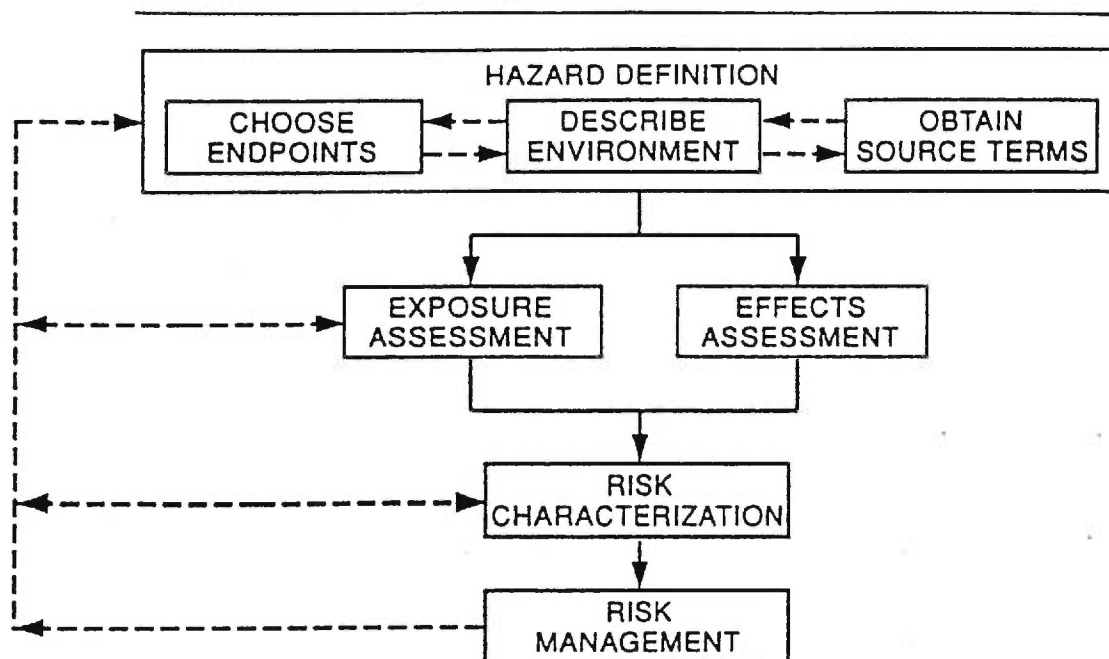








**Annexe III : Réseau fonctionnel d'une évaluation écologique du risque de G.W.Suter
(Suter, 1993 : 50)**



Annexe IV: Liste des taxons d'un écosystème d'intervention
(Rocque, Langevin, Belley, 1997; Rocque et al., 1996 :45))

Taxons d'un écosystème d'intervention

Taxons pour la composante Sujet :

- unités de type socioéconomique (âge, sexe, etc.);
- processus de contrôle cognitif;
- préalables au regard de l'Objet d'apprentissage;
- comportements adaptatifs;
- stade de développement cognitif;
- concept de soi;
- motivation, intérêts.

Taxons pour la composante Agent professionnel :

- unités de type socioéconomique (âge, sexe, etc.);
- habiletés professionnelles;
- style d'intervention;
- attitudes inspirées par le Sujet;
- évaluation anticipée de la performance du Sujet;
- motivation.

Taxons pour la composante Objet :

- nature de l'Objet (domaine cognitif, affectif, etc.);
- contraintes de la tâche à accomplir;
- pertinence au regard des finalités et des buts;
- complexité de l'Objet.

Taxons pour la composante Milieu d'intervention :

- facteurs d'ordre temporel (horaires, etc.);
- types de relation avec les pairs;
- type de matériel utilisé pour l'intervention;
- aménagement physique.

Taxons pour la relation d'apprentissage :

- degré d'exigence théorique de l'Objet (astreintes au regard des caractéristiques du Sujet);

Taxons pour les relations de soutien Agent (professionnel ou naturel)-Sujet :

- complexité des consignes données au Sujet;
- degré de dirigisme de l'Agent;
- réactions du Sujet.

Taxons pour la relation de soutien Agent professionnel-Agent naturel :

- complexité des aménagements proposés à l'Agent naturel;
- réactions de l'Agent naturel;
- type de moyens fournis à l'Agent naturel.

Taxons pour la relation de planification :

- analyse de l'Objet par l'Agent professionnel;
- structuration de l'Objet par l'Agent professionnel;
- organisation de l'Objet par l'Agent professionnel.

Taxons pour les relations d'accompagnement :

- appréciation globale critériée de l'observateur (motivante, fastidieuse, anxiogène);
- appréciation globale du Sujet;
- appréciation globale de l'Agent professionnel;
- appréciation globale de l'Agent naturel.

**Annexe V : Première grille d'analyse de la complexité de l'objet
à l'intention des intervenants**

(Rocque, Langevin, Belley, Trépanier, Forget, Sercia,
Dubreuil, Gilbert, Labelle, Méthé, 1997 : 38)

Niveaux de complexité de l'Objet

Catégorie 1 : faible niveau de complexité

- correspondre à une tâche unique;
- être accessible à une pensée pré-opératoire;
- référer à une dimension concrète;
- ne pas référer à une dimension symbolique à caractère social ou culturel;
- ne pas présenter de superposition des dimensions concrète et symbolique;
- d'une façon générale, ne pas exiger la prise en compte de plus d'une dimension à la fois.

Catégorie 2 : niveau moyen de complexité

- référer à une dimension symbolique simple;
- impliquer un jugement simple;
- offrir clairement les alternatives pour l'exercice du choix.

Catégorie 3 : haut niveau de complexité

- référer à une symbolique importante;
- s'inscrire dans une séquence spécifique;
- faire appel à une pensée opératoire;
- impliquer jugement et choix;
- solliciter plus d'un domaine du développement humain;
- recouvrir simultanément les dimensions concrètes et symboliques;
- impliquer l'anticipation ou la prévision.

Annexe VI : Propositions des auteurs en écologie humaine
Synthèse doctorale préparée par Nathalie Trépanier

En écologie humaine, il est recommandé de réaliser des mesures de l'environnement les plus précises possibles, afin d'obtenir des données réutilisables (*to obtain replicable findings...*) dans les études d'interaction organisme-environnement (Wachs, 1991 : 46).

De la même manière, en ce qui concerne l'étude de l'interaction entre le génotype et l'environnement (G-E), Plomin & Hershberger (1991 : 35) suggèrent «l'amélioration de la conceptualisation, de la mesure et de l'analyse :

- a) des variables organismiques;
- b) des variables environnementales;
- c) des variables modératrices d'interactions (*moderator interactions variables*);
- d) des variables résultantes (*outcome variables*); et

e) des combinaisons de variables environnementales, organismiques, résultantes et des stades de développement susceptibles de démontrer des interactions». Les auteurs ajoutent également que «de toute évidence, des mesures de l'environnement doivent être incluses dans les études G-E» en plus de considérer les génotypes extrêmes et les environnements extrêmes (Plomin & Hershberger, 1991 : 38).

Dans le même ordre d'idées, McCall (1991 : 153) insiste sur le fait que les devis de recherche doivent permettre de mesurer tant les variables de l'organisme que celles de l'environnement pour déceler la présence d'interactions.

Pour Wachs (1991 : 174-177), un devis de recherche pour l'étude O-E devrait prendre appui sur une théorie qui se caractérise par trois éléments essentiels : une composante systémique, une composante longitudinale et une composante d'interaction. En outre, ces trois caractéristiques pourraient s'avérer pertinentes pour toute forme de recherche sur le développement (Wachs, 1991 : 177).

La composante systémique suppose que «(...) l'idée d'un système multidimensionnel est inhérente à la définition de l'interaction, c'est pourquoi les combinaisons de variables peuvent avoir des effets uniques qui ne pourraient être vus si elles étaient étudiées de façon isolée» (Wachs, 1991 : 174).

De façon spécifique, l'agrégation des données (*aggregated data*) est recommandée afin notamment de «maximiser la précision des évaluations de l'environnement» de même que leur stabilité (ibid. : 58, 167). Les mesures ou évaluations agrégées (*aggregated measures*) sont des «données fondées sur de multiples résultats d'évaluation obtenus par diverses

occasions, observations ou mesures reliées¹» (ibid.). À titre d'exemple, l'auteur indique que l'agrégation de situations d'observations naturelles non structurées (*unstructured naturalistic observation*) constituerait une stratégie adéquate dans certains cas (ibid.).

Bronfenbrenner (1993) et Cronbach (1991) recommandent également d'agrèger les données d'études P-E.

De façon spécifique, Cronbach suggère «de cumuler des études locales avec suffisamment d'informations sur les milieux afin d'améliorer la connaissance des facteurs associés à la variation (...on localities to gain insight into factors associated with variation; 1991 : 92)».

Pour sa part, Bronfenbrenner indique que «le rendement scientifique des enquêtes sur le développement [humain] peut être enrichi en incorporant des évaluations antérieures de telles associations force-ressource dans les devis de recherche (1993 : 15)²».

En outre, la récolte de ces données contextuelles «peut s'avérer importante pour la compréhension des processus par lesquels se produisent les interactions entre l'organisme et l'environnement» (Wachs, 1991 : 175). Par conséquent, «la connaissance de la nature des relations entre le microenvironnement et les facteurs contextuels d'ordre supérieur permet aux chercheurs d'en apprendre plus quant à la nature des processus sous-jacents aux contributions environnementales à O-E que de mettre seulement l'emphase sur les variables microenvironnementales en elles-mêmes» (Wachs, 1991 : 175). C'est dans cette optique que, pour certains types d'études P-E, Wachs recommande «l'obtention de mesures détaillées des caractéristiques d'enfants et de leur environnement objectif au travers le temps» (ibid. : 165).

Enfin, «l'agrégation des données peut s'avérer utile pour augmenter la puissance [statistique] des études ayant un petit échantillon. Alternativement, si des variables spécifiques (*specific marker variables*) sont utilisées, les résultats peuvent être agrégés par le biais des résultats de ces études et ainsi trouver la puissance d'études qui auraient de plus larges échantillons» (Wachs, 1991 : 170). À cet effet, Wachs indique que les recherches menées devraient inclure un ensemble commun de variables environnementales, organismiques et résultantes (*common set of environmental markers... organismic markers... outcome variables*) (ibid. : 59).

¹ «... data based on multiple measurements obtained across occasions, observers, or related measures» (Wachs, 1991 : 167).

² «... the scientific yield of developmental investigations could be enhanced by incorporating prior assessments of such force-resource matches into research design.» (Bronfenbrenner, 1993 : 15).

Sélection méthodologique, considération des coûts

Pour la sélection d'une méthode appropriée au devis de recherche O-E, Wachs souligne qu'il importe de comprendre les forces et faiblesses de chacune des méthodes d'évaluation de l'environnement (1991 : 46).

L'auteur souligne également que le choix des mesures de l'environnement peut être réalisé au regard de leurs coûts, mais que ceux-ci ne sont pas nécessairement représentatifs de leur précision.

«Selon les buts et le *design* de l'étude, une mesure moins représentative, moins précise mais de moindre coût peut s'avérer autant, voire plus, appropriée qu'une mesure hautement précise et représentative et de coût élevé. Autrement dit, dans certaines conditions, pour évaluer précisément la présence ou la nature de l'interaction organisme-environnement, il peut être nécessaire de privilégier des mesures hautement exactes et représentatives sans égard à leurs coûts. Dans d'autres conditions, des mesures moins coûteuses peuvent s'avérer plus appropriées³» (Wachs, 1991 : 52).

Cela signifie que la sélection de procédures d'évaluation de l'environnement est «un exercice d'harmonisation de la précision de la mesure aux questions de recherche au regard des ressources disponibles⁴» (ibid. : 46).

Quant aux techniques spécifiques d'évaluation à privilégier lors d'études de l'interaction P-E, Wachs (1991) et Bronfenbrenner (1993) présentent celles qui peuvent être retenues. Cependant, au regard des forces et faiblesses des instruments de mesure proposés, Wachs considère de façon plus spécifique l'aspect des coûts (1991 : 47-51).

Considérations des effets, considération des interactions

Pour la composante personne du modèle PPCT, Bronfenbrenner recommande «comme entrées prioritaires, les quatre types de caractéristiques instigatrices du développement» (1993 : 13). Ces caractéristiques sont : les qualités personnelles en tant que stimulus social, la réponse sélective, la prédisposition structurante et les systèmes de

³ «*Depending on the goals and design of the study, a less representative, less accurate but lower cost measure may be as, if not more appropriate, than a highly representative high-cost measure. Put another way, under certain conditions, to precisely assess the presence or nature of organism-environment interaction, one may need highly accurate and highly representative measures, regardless of cost. Under other conditions less costly measures may be more appropriate.*» (Wachs, 1991 : 52).

croyances qui influencent la capacité et la propension à conceptualiser ses expériences de vie (Bronfenbrenner, s.d. : 48-51). Le devis de recherche devrait donc évaluer les effets synergiques des concepts statiques combinés aux éléments dynamiques que sont les caractéristiques instigatrices du développement (ibid. : 14). «Les mesures traditionnelles peuvent être conçues comme le reflet des ressources psychologiques de l'individu; en combinant ces aspects statiques avec les éléments dynamiques des caractéristiques instigatrices du développement et en utilisant un devis qui permette d'évaluer leurs effets conjoints et non additifs sur le cours du développement, on peut obtenir un portrait plus précis de la contribution d'une personne à son propre développement (Bronfenbrenner, s.d. : 51).»

Dans cet ordre d'idées, Bronfenbrenner souligne que les *patterns* de relations émotives entre les personnes impliquées dans les processus de développement humain constituent un élément clé de la structure du microsystème (s.d. : 44). Par conséquent, pour cet auteur, les études devraient se concentrer sur le rôle des interactions entre les personnes et les symboles inhérents au rôle actif de l'adulte sur le développement, et ce, de façon systématique et dans une perspective longitudinale.

L'exemple suivant permet une certaine analogie avec la considération des effets directs et indirects dans une évaluation écologique du risque.

Pour étayer ses recommandations quant à la composante processus de son devis de recherche, Bronfenbrenner explique que, «(...) comme dans tous les systèmes écologiques, les structures sociales supérieures ne peuvent être décrites strictement en fonction de l'addition des constituantes des microsystèmes. Comme dans le cas du fonctionnement des processus proximaux, l'action des processus distaux, au niveau des structures d'ordre supérieur, se déroule de façon non linéaire, produisant des effets synergiques entre les méso-, exo-, macro- et chronosystèmes» (Bronfenbrenner, 1986, 1988, 1989, ss-*in* Bronfenbrenner, s.d. : 53-54). Il ajoute que «les processus éloignés opèrent par le biais de deux différents canaux. Le premier est direct et implique la participation d'une même personne dans plus d'un contexte. Le second est indirect et passe par d'autres personnes ou d'autres modes de communication - téléphone, lettres, mémo, médias, etc. Le contenu de ces communications couvre un large éventail (...) comme des informations, des ressources matérielles, des styles d'interactions, des attentes, des émotions et des systèmes de

⁴ «... becomes an exercise in balancing the precision of measures that are appropriate to the questions being asked with the availability of resources» (Wachs, 1991 : 46).

croyances. Par de telles transmissions, les expériences et les événements ayant lieu dans un contexte sont transportés dans un autre contexte. De plus, les contextes ne sont pas forcément contemporains : ils peuvent être séparés par des générations et se situer dans l'histoire» (Bronfenbrenner, s.d. : 54).

Pour Bronfenbrenner, une des stratégies pour «aborder de façon satisfaisante les influences sur le développement de variables aussi larges que [les caractéristiques de l'environnement général ou celles de l'environnement immédiat :] la classe sociale, la culture, l'ethnicité ou même sur des ensembles moins complexes comme les structures familiales, la salle de classe, ou les groupes de pairs (...)» se retrouve dans les analyses des processus proximaux qui «démontrent des variations au niveau des processus proximaux et des issues de développement en fonction du milieu écologique» et dont le «résultat nous permet de formuler des hypothèses plus précises concernant la nature de chacun de ces domaines (poids et classe sociale) en tant qu'éléments dynamiques qui influencent l'action des processus proximaux sur le développement» (Bronfenbrenner, s.d. : 53). À cet égard, l'auteur rapporte «(...) les données de Drillien [qui] démontrent que lorsque des processus proximaux positifs, comme les soins maternels, sont incorporés dans les devis de recherche, ces processus agissent comme une protection, en diminuant la progression et l'amplification des difficultés de développement» (ibid. : 49).

Par ailleurs, lorsque le contexte de la recherche est mésosystémique, Bronfenbrenner suggère que l'on y considère des évidences directes de la nature du processus synergique en place⁵ (Bronfenbrenner, 1993 : 22).

Pour Rutter & Pickles (1991 : 127), «les besoins de recherche ne se résument pas aux effets d'interactions statistiquement significatifs comme tels, mais plutôt aux mécanismes qui reflètent les différences dans la manière dont les individus aux caractéristiques particulières répondent à des circonstances environnementales d'apparence comparable».

De plus, il importe de comprendre que l'imprécision des instruments de mesure utilisés «peut réduire la sensibilité des effets d'interaction, mais [que] des instruments de mesure hautement précis peuvent ne pas inclure de variables d'interaction» (McCall, 1991 : 154). Aussi, «même si des estimations d'interactions sont possibles dans certains devis [de

⁵ «...*design does not meet full requirements for a mesosystem model, since no direct evidence is provided regarding the nature of the synergistic process taking place*» (Bronfenbrenner, 1993 : 22).

recherche], les composantes environnementales de telles interactions ne sont pas nécessairement mesurées, ce qui empêche d'identifier des interactions avec toute caractéristique environnementale» (...) «De toute évidence, les devis [de recherche] dans lesquels ne sont pas mesurées les variables organismiques ou environnementales ne peuvent permettre de déceler des interactions⁶» (McCall, 1991 : 153)

Pour la composante d'interaction, Wachs (1991 : 177) indique qu'une composante exclusive à l'étude O-E «est l'idée qu'il existe différents types d'interactions qui sont dirigées (*governed*) par différents processus sous-jacents», il peut s'agir par exemple d'interaction synergique (*synergistic interaction*) ou d'interaction absorbante (*buffering interaction*) (Wachs, 1991 : 177). Aussi, l'auteur souligne qu'une «théorie satisfaisante de l'interaction devrait inclure tous les mécanismes interactifs en tant que parties essentielles de la théorie, de telle sorte que la recherche découlant de (*decriving from*) la théorie devrait impliquer des tests sur les différents processus» (Wachs, 1991 : 179). De plus, un «des mécanismes par lesquels un environnement objectif devient un environnement effectif (...) pourrait être les différences individuelles dans la susceptibilité ou la vulnérabilité à des aspects spécifiques de l'environnement» (Wachs, 1991 : 177). Le niveau d'habileté «(...) des individus à utiliser l'environnement pour faciliter leur développement (...)» devrait également être considéré, de même que «(...) la fréquence (...) relative de certains types d'expériences passées peut aussi être importante» (Wachs, 1991 : 178).

Pour Rutter & Pickles, «la façon la moins satisfaisante d'étudier les interactions P-E est de se baser uniquement sur des analyses multivariées» (1991 : 115). En d'autres mots, «il serait préférable, la plupart du temps, de déterminer la manière dont les effets «fonctionnent» dans des sous-échantillons particuliers plutôt que de privilégier directement une analyse multivariée⁷» (*ibid.*).

Pour ce faire, ces auteurs (*ibid.* : 129-131) rappellent qu'«il y a plusieurs façons de représenter statistiquement les mêmes données (...)» et que, par conséquent, «le choix et l'interprétation des résultats statistiques et leur présentation nécessitent la considération d'un

⁶ «*Although estimates of interactions are possible in some designs, the environmental components of such an interaction is typically not specifically measured, which precludes finding interactions with any specific environmental characteristic. (...) Obviously, designs in which either organismic or environmental variables are not measured at all are unable to uncover interactions*» (McCall, 1991 : 153).

⁷ «*In most circumstances, it will be preferable to determine the ways in which effects «work» in particular subsamples rather than to go straight to an overall multivariate analysis*» (Rutter & Pickles, 1991 : 115).

ensemble de facteurs». L'«amplitude d'un effet d'interaction peut sembler fort différent selon le choix de la mesure de la taille de l'effet». Ce choix devrait donc être en adéquation avec le mécanisme d'interaction que l'on souhaite étudier et le but de l'étude. Cependant, ces auteurs indiquent qu'«une meilleure utilisation des intervalles de confiance devrait fournir un portrait plus juste de la précision de nos connaissances».

Au regard du traitement des données, dans les études G-E, Plomin & Hershberger (1991 : 34) précisent que

«Plutôt que de diviser des variables continues (*continuous variables*) telles le QI ou l'éducation des parents afin de se conformer à une analyse de variance 2x2, les variables continues peuvent être analysées en utilisant la régression multiple (*using stepwise multiple regression*) dans laquelle les effets principaux (*main effects*) du génotype et de l'environnement sont retranchés et, où, par la suite, leur interaction est évaluée. Le terme d'interaction est typiquement une variable créée par le produit des variables principales du génotype et de l'environnement même si d'autres modèles d'interaction peuvent être utilisés.» (Plomin & Hershberger, 1991 : 34).

À cet égard, Cronbach mentionne d'ailleurs que «la plupart des études d'interaction utilise soit un devis 2x2 ou une comparaison de deux courbes de régression (*two regression slopes*)» (1991 : 92). L'auteur ajoute que «l'analyse statistique la plus utilisée est la régression multiple (*stepwise regression*) qui permet d'obtenir des coefficients (...). L'analyse de la variance fonctionne de la même manière et est interprétée similairement» (ibid. : 93). En fait, Cronbach relève le fait que les «analyses traditionnelles sous-estiment généralement l'importance des interactions» et que, par conséquent, «les tests de signifiante (*significance tests*) et les descriptions des effets en termes de pourcentages de variance sont erronées (*are misleading*)» (ibid.).

Dans la même optique, Rutter & Pickles précisent que «les formes standards d'analyse de régression considèrent les interrelations entre les variables dimensionnelles» et, bien que cette approche se révèle souvent la plus appropriée à suivre sur le plan conceptuel, elle ne l'est pas toujours dans la réalité (1991 : 117).

Aussi, trois éléments sont à considérer pour analyser la force des effets (*strength of effects*).

D'abord, la manière de présenter les chiffres (*figures*) lors d'une analyse de données peut influencer la perception de la force d'un effet⁸ (Rutter, 1977 *in* Rutter & Pickles, 1991 : 128).

Ensuite, l'analyste doit considérer qu'un «effet cumulatif dépend de la disponibilité des circonstances dans lesquelles de tels effets peuvent avoir lieu⁹» (Rutter & Pickles, 1991 : 128).

Enfin, il importe de se rappeler que «la proportion de variance expliquée est dépendante du nombre d'éléments dans les cellules et du rôle des variables¹⁰» (Rutter, 1977 *in* *ibid.*).

Jusqu'ici, les considérations émises par les auteurs d'écologie humaine semblent correspondre à celles portant sur les tests d'hypothèse en régression linéaire simple dans laquelle les 3 premières conditions d'application sont celles de l'analyse de la variance (Bertrand, 1986 : 302).

Dans cet ordre d'idées, Bronfenbrenner & Ceci suggèrent d'appliquer une stratégie expérimentale (*an experimental strategy*) pour réduire les biais dans la réalisation de tests d'hypothèses par la stratification des niveaux de processus proximaux¹¹ (1993 : 321).

«Traditionnellement, les interactions sont testées une fois que la variation associée aux effets principaux est introduite dans le modèle – à quelques exceptions près, comme dans le cas de la technique des moindres carrés de l'analyse multivariée¹²» (McCall, 1990 *in* Wachs, 1991 : 170). À cet égard, Wachs souligne que Rutter & Pickles (1991) proposent une solution alternative «pouvant être utilisée dans les cas où il y a lieu de croire que les interactions se produisent seulement pour un sous-groupe spécifique ou à l'intérieur d'étendues environnementales spécifiques (*a specific range of environments*). Dans ces conditions, la procédure la plus appropriée devrait être la comparaison de modèles qui permettent de

⁸ «...how one presents figures may make a big difference in the impression given of the strength of an effect, even though the alternative statistics derived from the same figures mean the same thing» (Rutter, 1977 *in* Rutter & Pickles, 1991 : 128).

⁹ «...cumulative effect is dependent on the availability of circumstances in which such effects could take place» (Rutter & Pickles, 1991 : 128).

¹⁰ «...proportion of variance explained is crucially dependent on the number of subjects in key cells and on the role of modifying variables» (Rutter, 1977 *in* Rutter & Pickles, 1991 : 128).

¹¹ «...stratification by levels of proximal process also results in some unknown level of genetic selection. By varying such levels experimentally, this source of bias is avoided» (Bronfenbrenner & Ceci, 1993 : 321).

¹² «Traditionally, interactions are tested after variation associated with main effects has been entered into the model (with some exceptions, as in the unequal n least squares solution of the multivariate analysis of variance)» (McCall, 1990 *in* Wachs, 1991 : 170).

déceler l'interaction contre ceux qui ne le permettent pas¹³» (Wachs, 1991 : 171). L'auteur indique également que tant Cronbach (1991) que Rutter & Pickles (1991) proposent «l'utilisation d'intervalles de confiance pour indiquer quels modèles exploratoires peuvent être écartés de ceux impliquant de poursuivre les tests», afin «d'éviter les analyses qui ciblent sur le pourcentage de variance attendue - synonyme d'ampleur de l'effet (*effect size*) – ou qui dépendent d'une réponse *go-no-go* simple – c.-à-d. des modèles supposant que si le terme d'interaction n'atteint pas le niveau de signification de 0,05, il n'y a pas lieu de rechercher davantage les interactions¹⁴» (*in* *ibid.*). Pour Wachs, l'avantage d'utiliser l'intervalle de confiance dans le traitement des données est qu'elle «permet de tester la validité des modèles de processus d'interaction (*interaction-process models*) même si un terme d'interaction individuelle n'est pas significatif» (1991 : 172). En d'autres mots, Wachs ajoute qu'«au lieu de présumer qu'une interaction non significative signifie l'absence d'interaction, il peut s'avérer utile de se demander si l'interaction en termes d'étendue de valeurs potentielles peut inclure tant des valeurs élevées que de zéro¹⁵» (*ibid.*).

Pour expliquer «la possibilité que, dans un échantillon de petite taille, les termes d'interaction non statistiquement significatifs ne veulent pas nécessairement dire qu'il y a absence d'interaction» Wachs (1991 : 60) s'appuie également sur les écrits de Cronbach & Snow (1977) et de Finney, Mitchell, Cronkite et Moos (1984). L'auteur précise que dans le cas d'études dans lesquelles «des interactions non significatives vont dans la même direction, il est possible que l'interaction organisme-environnement existe effectivement mais qu'elle ne soit pas détectable à cause de la faible puissance [statistique]» (*ibid.*).

L'aspect de la puissance statistique est par ailleurs un élément souligné par Maxwell (1990 *in* Wachs, 1991 : 172) et Rutter & Pickles (1991 *in* *ibid.*) quant au choix des modèles statistiques utilisés pour le traitement des données. À cet effet, Cronbach (1991 : 95) rappelle de plus certains obstacles liés aux inférences statistiques au regard de la puissance.

Pour essayer de contrer la diminution de la puissance statistique des tests d'effets dans le traitement des données, Rutter & Pickles indiquent l'utilisation simultanée de procédures multiples (*multiple tests*) (1991 : 127).

¹³ «Under these conditions, the most appropriate procedure would be the comparison of models that allow for interaction versus those that do not» (Wachs, 1991 : 171).

¹⁴ «...to avoid analyses that focus on percent of variance accounted for (which is synonymous with effect size) or that depend on a single go-no-go answer (i.e., models that assume that if the interaction term does not reach the .05 level of significance, there is no point in exploring further for interactions)» (Wachs, 1991 : 171).

¹⁵ «Rather than assuming that a non significant interaction term means no interaction, it may be more plausible to look at interaction in terms of whether the range of potential values can include large as well as zero-order values» (Wachs, 1991 : 172).

De façon plus spécifique, Maxwell indique que, «lorsque la fiabilité est faible, l'augmentation de la puissance [statistique] peut être réalisée par l'augmentation de la longueur du test – laquelle s'apparente à l'augmentation du nombre d'observations – et l'augmentation de la taille de l'échantillon», en soulignant que cette dernière possède une plus grande influence¹⁶ (Maxwell, 1980 *in* Wachs, 1991 : 59).

Dans cette optique, Wachs précise «qu'au moins une partie de l'augmentation de la puissance [statistique] peut résulter de l'agrégation des mesures utilisées sur de petits échantillons» (1987 *in* Wachs, 1991 : 59), particulièrement «si l'on suit la suggestion émise par Cohen (1988) et que l'on pose un niveau *alpha* moins rigide lors du test d'interactions¹⁷» (*in* *ibid.*).

Au regard de la puissance statistique d'une inférence, ou plutôt, pour établir la signification statistique, Cronbach en rappelle les obstacles :

- 1) «diviser une distribution continue sacrifie la puissance¹⁸»;
- 2) la puissance statistique diminue de manière inversement proportionnelle au degré de liberté du numérateur¹⁹;
- 3) «les valeurs *P* conventionnelles [ou proportions de surface *P*] deviennent ininterprétables quant plusieurs tests d'hypothèses sont réalisés sur un même échantillon²⁰» (1991 : 95).

Cronbach met également les chercheurs en garde quant aux erreurs de variance (*variance error*) découlant de tests qui porteraient uniquement sur les effets principaux (*main effects*) (1991 : 96). L'auteur rappelle l'existence de biais dans les comparaisons des pentes (*biases in comparisons of slopes*) et la possibilité d'obtenir des effets de pseudointeraction lorsque les groupes de données ne sont pas également représentatifs de la population (*ibid.* : 99). De plus, lorsque les groupes de données traitées ne se composent pas d'un même nombre d'éléments, «des effets réels pourraient être effacés ou renversés» (*ibid.*).

¹⁶ «... when reliability is low, increases in power can be obtained both by increasing test length (...) and by increasing sample size (...)» (Maxwell, 1980 *in* Wachs, 1991 : 59).

¹⁷ «... and sets a less stringent alpha level when testing for interactions» (Wachs, 1987 *in* Wachs, 1991 : 59).

¹⁸ «dichotomizing a continuous distribution sacrifices power» (Cronbach, 1991 : 95).

¹⁹ «power drops rapidly as the number of degrees of freedom for the numerator increases, as when predictors or treatments are kept in the form of multiple, unordered categories» (Cronbach, 1991 : 95).

²⁰ «conventional *P* values become uninterpretable when many hypotheses are tested on the same sample» (Cronbach, 1991 : 95).

En d'autres mots, «la sélection d'un modèle statistique adéquat peut révéler des interactions existantes», mais «le choix d'un modèle inapproprié peut masquer la présence d'interactions» (Wachs, 1991 : 172).

Outre les considérations statistiques, McCall (1991) et Wachs (1991) mentionnent également le type d'instruments de mesure utilisé pour la réalisation des études. À titre d'exemple, Wachs cite des recherches ayant évalué les caractéristiques individuelles d'enfants en soulignant d'une part, que «des mesures inadéquates de l'organisme peuvent être utilisées» et d'autre part, que «les problèmes psychométriques des instruments disponibles peuvent rendre difficile la distinction entre les caractéristiques de l'organisme et l'erreur de la mesure (*organismic characteristics and measurement error*)» (1991 : 168, 169).

Aspect longitudinal des études

En ce qui concerne la composante longitudinale, plusieurs auteurs *in* Wachs & Plomin Eds. (1991), soit McCall; Rutter & Pickles; Sackett; Sroufe, «soutiennent l'importance d'étudier les interactions dans un cadre longitudinal» (Wachs, 1991 : 176). «Même s'il est possible de détecter O-E dans un temps donné, le sens des interactions observées à ce moment peut s'avérer très limité (Wachs, 1991 : 176). Ceci parce que les variables qui entrent en interaction à un âge donné peuvent ne pas entrer en interaction à des âges ultérieurs ou précédents (Sackett, 1991 *in* *ibid.*)» Ainsi, «une théorie O-E qui n'est pas longitudinale ne peut offrir autant d'aide pour identifier et illustrer les processus sous-jacents aux interactions qu'une théorie de nature longitudinale» (Wachs, 1991 : 176). Selon Rutter & Pickles (*in* Wachs, 1991 : 176), «l'aspect essentiel d'une théorie longitudinale O-E est l'accent sur les mécanismes qui agissent au travers le temps plutôt que sur les interactions en elles-mêmes».

Enfin, parmi les considérations relatives à la composante d'interactions des devis de recherche P-E, Wachs mentionne que «la fréquence (...) relative de certains types d'expériences passées peut aussi être importante» (Wachs, 1991 : 178).

Au regard de l'analyse des incertitudes de la phase de caractérisation du risque d'une évaluation écologique du risque, l'utilisation de techniques d'analyses quantitatives, dont la simulation Monte Carlo et l'analyse statistique de l'incertitude se retrouvent parmi les recommandations émises par les auteurs (O'Neill & Gardner, 1979; O'Neill et al., 1982 *in* Landis & Yu, 1995 : 307; Suter, 1993 : 503). Aussi, parmi les propositions émises par les auteurs en écologie humaine quant au traitement de données, se trouvent les éléments suivants.

Pour l'analyse de données considérant les interactions, Cronbach indique que l'utilisation de la technique de l'amorce (*bootstrap*) ne s'avère pas toujours efficace (1991 : 97). Par conséquent, les «utilisateurs futurs devraient considérer les méthodes Monte Carlo utilisées pour vérifier la précision [du *bootstrap*] et raffiner les propositions permettant d'améliorer les résultats²¹ (Efron, 1983 *in* Cronbach, 1991 : 97)».

Pour cet auteur, une méthode exploratoire structurée, innovatrice et prometteuse à utiliser lors des études d'interaction P-E est le CART (*CART* ou *CART methodology*) de Breiman, Friedman, Olshen & Stone (1984) qui consiste en une «version améliorée de l'ancienne *Sonquist-Morgan Automatic Interaction Detector*» (Cronbach, 1991 : 100). De façon sommaire, il s'agit d'une application informatique permettant d'élaborer une arborescence (*tree structure*) à l'aide d'un plan croisé²² (*built-in cross-validation*) et nécessite un échantillon d'au moins 200 (ibid. : 100-101). Ce type d'analyse «donne presque autant d'importance aux interactions de haut niveau qu'aux interactions de faible niveau et des effets principaux²³» (ibid. : 101).

²¹ «Prospective users should know of the Monte Carlo methods used to check on its accuracy and of some refined proposals for improving results (Efron, 1983 *in* Cronbach, 1991 : 97)».

²² «The computer program builds a tree structure in stepwise fashion. (...) Tree-building obviously capitalizes on chance, and the great virtue of CART is a built-in cross-validation. (Cronbach, 1991 : 100).»

²³ «Most important is that the analysis gives almost as much primacy to high-order interactions as to low-order interactions and main effects. (Cronbach, 1991 : 101).»

Annexe VII : Résumé de la taxonomie des habiletés à la vie communautaire de R.B.Dever
(Dever, 1997)

Domaine S : Soins personnels et développement**S/I : buts et objectifs se rapportant aux soins corporels courants/habituels****S/I A : Etre toujours propre sur soi****1. Prendre un bain**

1.01 Prendre une douche ou un bain

1.02 Se laver les mains et le visage

2. Se laver les cheveux**3. Se brosser les dents et se passer la soie dentaire****4. Garder ses vêtements propres****5. Avoir une bonne hygiène lors des menstruations****6. Se nettoyer les ongles**

6.01 Ongles des mains

6.02 Ongles des pieds

7. Garder son nez propre

7.01 Rhumes, allergies, etc.

7.02 Poussière, saleté

7.03 Autres

8. Élimination des déchets**9. Soins de la peau****10. Autres**

S/I B : Soigner sa personne**1. Avoir les cheveux bien coupés, propres et bien coiffés**

1.01 et 1.02 Coiffeur

2. Se peigner ou se brosser les cheveux**3. Se raser**

3.01 Visage

3.02 Jambes et aisselles

4. Se couper les ongles

4.01 Doigts

4.02 Orteils

4.03 Cuticules

5. Utiliser un déodorant**6. Se maquiller****7. Autres****S/I C : Se vêtir convenablement****1. Avoir une tenue vestimentaire soignée**

1.01 Porter des vêtements de la bonne taille

1.02 Porter des vêtements qui lui vont bien

1.03 Entretenir ses vêtements

1.04 Procédures de rangement

2. Entretien des chaussures

2.01 Pointure

2.02 Usure

2.03 Propreté

3. Respecter le style vestimentaire du milieu**4. Coordonner les couleurs et les motifs des vêtements****5. Porter des vêtements qui conviennent aux activités**

5.01 Vêtements habillés

5.02 Vêtements de sport

5.03 Vêtements de travail

5.04 Vêtements de loisirs

5.05 Autres

6. Porter des vêtements qui conviennent à l'endroit

- 6.01 Vêtements d'intérieur ou d'extérieur
- 6.02 Vêtements habillés ou décontractés
- 6.03 Autres

7. Porter des vêtements appropriés au temps qu'il fait

- 7.01 Température et humidité
- 7.02 Précipitations
- 7.03 Vent
- 7.04 Changer les vêtements mouillés
- 7.05 Autres

8. Réparer ou remiser les vêtements usés**9. Remiser les vêtements démodés****10. Autres****S/I D : Adopter des habitudes saines de sommeil****1. Identifier les besoins en matière de sommeil**

- 1.01 En fonction des besoins physiques de la personne
- 1.02 En fonction des facteurs externes

2. Adopter de bonnes habitudes de sommeil

- 2.01 Heure du coucher et du lever
- 2.02 Réveille-matin, radio-réveil
- 2.03 Autres

S/I E : Avoir une alimentation équilibrée**1. Prendre des repas équilibrés**

- 1.01 Viande
- 1.02 Produits laitiers
- 1.03 Pain
- 1.04 Fruits/légumes

2. Conserver un poids convenable

- 2.01 Poids minimal
- 2.02 Quantité de nourriture

S/I F : Faire de l'exercice régulièrement**1. Exercices pour le cardio-vasculaire****2. Exercices pour muscles-squelette**

S/I G : Ne pas abuser de substances toxiques

1. Contrôler l'usage de substances toxiques

- 1.01 Drogues
- 1.02 Alcool
- 1.03 Tabac
- 1.04 Autres

2. Demander de l'aide en cas d'abus de ces substances

S/II : buts se rapportant aux soins en cas de maladie

S/II A : Utiliser de façon appropriée les procédures de 1ers soins et de traitement de la maladie

1. Identifier les blessures nécessitant des 1ers soins

- 1.01 Coupure légère
- 1.02 Égratignure
- 1.03 Écharde
- 1.04 Foulure et entorse
- 1.05 Brûlure
- 1.06 Maladie bénigne
- 1.07 Mal de tête occasionnel
- 1.08 Autres

2. Soigner les blessures légères

3. S'assurer que la trousse de 1ers soins est complète

4. Identifier les maladies pouvant être traitées à domicile

- 4.01 Rhume
- 4.02 Grippe
- 4.03 Autres

5. Autres

S/II B : Obtenir un avis médical et se faire traiter au besoin**1. Identifier une blessure ou une maladie nécessitant un examen médical**

- 1.01 Coupure
- 1.02 Brûlure
- 1.03 Foulure ou entorse
- 1.04 Fracture
- 1.05 Douleur
- 1.06 Maladie
- 1.07 Autres

2. Suivre les procédures d'urgence, s'il y a lieu

- 2.01 Services d'urgences médicales
- 2.02 Numéros de téléphone d'urgence
- 2.03 Médecin
- 2.04 Dentiste
- 2.05 Autres

3. Suivre les procédures de routine, s'il y a lieu

- 3.01 Examens périodiques
- 3.02 Maladies bénignes

S/II C : Respecter l'horaire prescrit pour la prise de médicaments**1. Obtenir une prescription pour un médicament**

- 1.01 Quantité
- 1.02 Fréquence
- 1.03 Fin de la prise de médicaments
- 1.04 Autres

2. Prendre un médicament selon la posologie

S/III : buts se rapportant à l'établissement et au maintien de relations personnelles**S/III A : Avoir des interactions appropriées avec sa famille****1. Avoir des interactions appropriées**

- 1.01 Parents et tuteurs
- 1.02 Frères et sœurs
- 1.03 Conjoint ou conjointe
- 1.04 Enfants
- 1.05 Autres

2. S'abstenir d'avoir des interactions inopportunes**3. Bien se conduire avec sa famille**

- 3.01 Respect d'autrui
- 3.02 Familiarité
- 3.03 Affirmation de soi
- 3.04 Autres

4. Respecter les contraintes inhérentes aux conversations en milieu familial**5. Réagir adéquatement aux émotions de sa famille****6. Réagir adéquatement aux autres membres de sa famille sur le plan émotif****7. Employer un langage non verbal approprié**

- 7.01 Posture
- 7.02 Expressions du visage
- 7.03 Gestes
- 7.04 Mouvements
- 7.05 Autres

S/III B : Se faire des amis**1. Repérer les amis potentiels**

- 1.01 Amis du même sexe
- 1.02 Amis du sexe opposé

2. Faire les ouvertures appropriées**3. Se faire des amis**

S/III C : Avoir des interactions appropriées avec ses amis**1. Avoir des interactions appropriées**

- 1.01 Amis du même sexe
- 1.02 Amis du sexe opposé

2. S'abstenir d'avoir des interactions inopportunes**3. Bien se conduire avec ses amis**

- 3.01 Respect d'autrui
- 3.02 Familiarité
- 3.03 Affirmation de soi
- 3.04 Autres

4. Faire preuve de retenue lors de conversations avec les amis**5. Réagir adéquatement aux émotions de ses amis****6. Réagir émotionnellement de façon adéquate vis-à-vis de ses amis****7. Employer un langage non verbal approprié**

- 7.01 Posture
- 7.02 Expressions du visage
- 7.03 Gestes
- 7.04 Mouvements
- 7.05 Autres

S/III D : Réagir adéquatement aux conduites inopportunes de sa famille et de ses amis**1. Identifier les conduites inopportunes d'autrui**

- 1.01 Exploitation
- 1.02 Manipulation
- 1.03 Harcèlement
- 1.04 Raillerie
- 1.05 Inceste
- 1.06 Violence physique
- 1.07 Négligence
- 1.08 Bagarre et attaques
- 1.09 Autres

2. Réagir aux conduites inopportunes de sa famille ou de ses amis

- 2.01 Demander de l'aide
- 2.02 Quitter les lieux
- 2.03 Se défendre
- 2.04 Autres

S/III E : Satisfaire de façon acceptable ses besoins sexuels**1. Identifier ses besoins sexuels****2. Réagir adéquatement aux contraintes sociales dans la satisfaction de ses besoins sexuels**

2.01 Partenaires sexuels

2.02 Masturbation

2.03 Contraception

2.04 Autres

S/III F : Obtenir de l'aide pour entretenir les relations personnelles avec sa famille et ses amis**1. Identifier les problèmes dans ses relations personnelles**

1.01 Relations tendues

1.02 Fin d'une relation

2. Obtenir de l'aide pour faire face à ses problèmes personnels

2.01 Famille

2.02 Amis

2.03 Professionnels

2.04 Autres

S/IV : buts se rapportant aux pépins**S/IV A : S'adapter au changement de son horaire quotidien****1. Composer avec les perturbations du sommeil**

- 1.01 Insomnie
- 1.02 Activités épuisantes
- 1.03 Changement d'horaire
- 1.04 Urgences
- 1.05 Autres

2. Composer avec les conséquences d'une perturbation du sommeil

- 2.01 Fatigue
- 2.02 Irritabilité
- 2.03 Activités du lendemain
- 2.04 Autres

3. Pratiquer d'autres activités lors d'un changement d'une routine quotidienne

- 3.01 Congés
- 3.02 Jours de mauvais temps
- 3.03 Urgences
- 3.04 Autres

S/IV B : Composer avec les bris d'équipement ou le manque d'une chose nécessaire**1. Réparer ou remplacer les articles brisés**

- 1.01 Soins de sa personne
- 1.02 Propreté du corps

2. Renouveler les articles épuisés

- 2.01 Soins de sa personne
- 2.02 Propreté du corps
- 2.03 Autres

3. Trouver autre chose à faire

Domaine V : Vie résidentielle et communautaire**VI : buts se rapportant au choix d'un logement****VI A : Trouver un logement approprié****1. Repérer des logements potentiels**

- 1.01 Réseaux officiels
- 1.02 Réseaux non officiels

2. Évaluer les avantages que présentent les logements potentiels

- 2.01 Emplacement
- 2.02 Prix
- 2.03 Colocataires
- 2.04 Considérations familiales
- 2.05 Installations
- 2.06 Services offerts

3. Évaluer la capacité de payer

- 3.01 Revenus
- 3.02 Dépenses
- 3.03 Partage des coûts avec d'autres
- 3.04 Autres

VI B : Louer ou acheter un logement**1. Choisir un logement****2. S'entendre sur un prix****3. Signer les baux**

- 3.01 Propriétaire
- 3.02 Colocataires

4. Verser le dépôt**5. Intégrer ce coût à son budget**

V/I C : Aménager son logement

- 1. Se procurer les meubles nécessaires**
- 2. Se procurer la nourriture, les outils et le matériel nécessaires**
- 3. Déménager**
 - 3.01 Emballer ses effets personnels
 - 3.02 Trouver un transporteur
 - 3.03 Déménager
- 4. Mettre les meubles en place**
- 5. Ranger les aliments, les outils et le matériel**

V/II : buts se rapportant aux routines de la vie communautaire**V/II A : Garder son logement propre et en ordre**

- 1. Passer l'aspirateur dans chaque pièce aux intervalles appropriés**
 - 1.01 Planchers
 - 1.02 Plinthes
 - 1.03 Rideaux
 - 1.04 Autres
- 2. Épousseter ou balayer dans chaque pièce aux intervalles appropriés**
 - 2.01 Meubles
 - 2.02 Coins
 - 2.03 Autres
- 3. Laver les surfaces aux intervalles appropriés**
 - 3.01 Planchers
 - 3.02 Luminaires
 - 3.03 Fenêtres intérieures
 - 3.04 Carreaux
 - 3.05 Objets en porcelaine
 - 3.06 Stratifié
 - 3.07 Autres
- 4. Nettoyer les surfaces avec un chiffon humide aux intervalles appropriés**
 - 4.01 Appareils ménagers
 - 4.02 Luminaires
 - 4.03 Surfaces de travail (cuisine)
 - 4.04 Autres

5. Nettoyer les parties métalliques des meubles au besoin**6. Nettoyer ou cirer le bois aux intervalles appropriés**

- 6.01 Mobilier
- 6.02 Armoires
- 6.03 Planchers
- 6.04 Lambris
- 6.05 Autres

7. Dégivrer le réfrigérateur ou le congélateur aux intervalles appropriés**8. Nettoyer le four aux intervalles appropriés****9. Garder les pièces en ordre**

- 9.01 Ramasser les objets qui traînent çà et là
- 9.02 Nettoyer les dégâts
- 9.03 Faire le lit

10. Mettre de l'ordre dans les aires de rangement au besoin

- 10.01 Placards
- 10.02 Armoires
- 10.03 Vaisselier
- 10.04 Tiroirs de cuisine
- 10.05 Autres

11. Ranger les produits de nettoyage après usage

- 11.01 Contenants pleins ou entamés
- 11.02 Contenants vides

12. Sortir les déchets aux intervalles appropriés**13. Remplacer les produits de nettoyage au besoin**

- 13.01 Inventaire périodique
- 13.02 Achat
- 13.03 Rangement

14. Autres

V/II B : Garder la lingerie de maison et ses vêtements propres et en bon état**1. Déposer le linge sale dans un endroit approprié**

- 1.01 Lingerie de maison
- 1.02 Serviettes
- 1.03 Vêtements
- 1.04 Autres

2. Laver la lingerie de maison et les vêtements aux intervalles appropriés

- 2.01 Vêtements
- 2.02 Lingerie de maison
- 2.03 Serviettes
- 2.04 Tapis
- 2.05 Articles divers
- 2.06 Autres

3. Ranger la lingerie de maison et les vêtements propres

- 3.01 Vêtements
- 3.02 Lingerie de maison
- 3.03 Serviettes
- 3.04 Autres

4. Réparer ou repriser la lingerie de maison et les vêtements au besoin**5. Remplacer la lingerie de maison et les vêtements au besoin****6. Ranger les fournitures après usages**

- 6.01 Détersif
- 6.02 Trousse de couture
- 6.03 Autres

VII C : Entretien l'intérieur de son logement**1. Peindre ou vernir les surfaces au besoin**

- 1.01 Planchers
- 1.02 Murs
- 1.03 Plafonds
- 1.04 Moulures
- 1.05 Autres

2. Réparer ou remplacer l'équipement ménager au besoin

- 2.01 Produits de consommation
- 2.02 Outils
- 2.03 Luminaires
- 2.04 Appareils ménagers

3. Remplacer les fournitures destinées à l'entretien au besoin

- 3.01 Faire l'inventaire des fournitures
- 3.02 Acheter les fournitures
- 3.03 Jeter les contenants vides

VII D : Entretien l'extérieur de son logement**1. Éviter d'accumuler des débris**

- 1.01 Ordures ménagères
- 1.02 Débris
- 1.03 Autres

2. Nettoyer les surfaces extérieurs aux intervalles appropriés

- 2.01 Fenêtres extérieures
- 2.02 Luminaires extérieurs
- 2.03 Autres

3. Changer les doubles portes et les doubles fenêtres au moment approprié**4. Ranger les meubles et l'équipement extérieurs au moment approprié****5. Réparer les meubles, l'équipement et les luminaires extérieurs au besoin**

6. Entretien des plantes

- 6.01 Pelouse
- 6.02 Arbustes
- 6.03 Fleurs
- 6.04 Potager
- 6.05 Autres

7. Garder les trottoirs et allées exempts de glace et de neige**8. Entretien et réparation de la structure extérieure de l'immeuble**

- 8.01 Surfaces peintes
- 8.02 Surfaces non peintes
- 8.03 Problèmes de construction

9. Autres**VII E : S'adapter aux changements de saison****1. S'adapter aux changements de température**

- 1.01 Chauffage et climatisation
- 1.02 Doubles fenêtres et moustiquaires

2. S'adapter aux exigences relatives aux travaux saisonniers

- 2.01 Tondre la pelouse ou pelleter la neige
- 2.02 Travaux de nettoyage saisonniers
- 2.03 Autres

VII F : Respecter les règles de sécurité dans son logement**1. Prévenir les incendies**

- 1.01 Rangement de matériel
- 1.02 Utilisation de produits inflammables
- 1.03 Autres

2. Prévenir les accidents

- 2.01 Utilisation et rangement de matériel
- 2.02 Utilisation et rangement des outils
- 2.03 Surfaces glissantes
- 2.04 Hauteurs
- 2.05 Autres

3. Autres

V/II G : Suivre les procédures appropriées en cas d'urgence ou d'accident**1. Identifier les urgences ou les accidents**

- 1.01 Conditions météorologiques
- 1.02 Incendie
- 1.03 Blessures
- 1.04 Autres

2. Réagir en cas d'urgence ou d'accident

- 2.01 Informer les autorités responsables
- 2.02 Réagir soi-même (selon le type d'urgence)

V/II H : Faire des provisions de denrées alimentaires**1. Inventaire des provisions**

- 1.01 Garde-manger
- 1.02 Réfrigérateur
- 1.03 Autres rangements

2. Acheter des aliments au besoin

- 2.01 Quantité appropriée
- 2.02 Qualité appropriée

3. Ranger les aliments

- 3.01 Lieux appropriés
- 3.02 Contenants appropriés
- 3.03 Procédures appropriées

V/II I : Préparer et servir les repas**1. Préparer les menus**

- 1.01 Équilibre nutritionnel
- 1.02 Variété
- 1.03 Quantités appropriées
- 1.04 Autres

2. Préparer les repas

- 2.01 Quantités appropriées
- 2.02 Moment approprié
- 2.03 Aliments appétissants

3. Servir les repas

- 3.01 Mettre la table
- 3.02 Faire le service
- 3.03 Ranger et nettoyer

4. Conserver et ranger les restes

- 4.01 Aliments
- 4.02 Liquides
- 4.03 Autres

5. Autres

V/II J : Établir et gérer son budget adéquatement**1. Toucher ses revenus au moment prévu****2. Encaisser son ou ses chèques****3. Utiliser les services bancaires**

3.01 Compte d'épargne

3.02 Compte courant

3.03 Autres

4. Allouer les ressources adéquatement

4.01 Loyer

4.02 Services publics

4.03 Nourriture

4.04 Transport

4.05 Soins personnels (fournitures, équipements et services)

4.06 Vêtements

4.07 Fournitures

4.08 Équipements

4.09 Taxes (Impôts, taxes, etc.)

4.10 Épargne

4.11 Loisirs

4.12 Dépenses imprévues

4.13 Autres

V/II K : Payer ses factures et notes**1. Payer les factures ou les notes habituelles**

- 1.01 Nourriture
- 1.02 Loyer
- 1.03 Services publics
- 1.04 Transport
- 1.05 Taxes
- 1.06 Réparations
- 1.07 Entretien
- 1.08 Autres

2. Payer les autres dépenses nécessaires

- 2.01 Nourriture
- 2.02 Équipement
- 2.03 Vêtements
- 2.04 Équipement
- 2.05 Effets personnels
- 2.06 Autres

3. Épargner**4. Payer les activités de loisir****5. Autres**

V/III : buts se rapportant à la vie en harmonie avec le voisinage et les autres membres de la communauté**V/III A : Avoir des interactions appropriées avec les membres de la communauté****1. Effectuer des interactions nécessaires**

- 1.01 Voisins
- 1.02 Commerçants
- 1.03 Employés des entreprises de services
- 1.04 Autorités officielles

2. S'abstenir d'avoir des interactions inopportunes**3. Respecter les contraintes relatives au comportement**

- 3.01 Respect d'autrui
- 3.02 Affirmation de soi
- 3.03 Familiarité
- 3.04 Autres

4. Respecter les contraintes relatives aux conversations

- 4.01 Sujets abordés
- 4.02 Longueur de conversation
- 4.03 Autres

5. Employer un langage corporel approprié

- 5.01 Posture
- 5.02 Expressions du visage
- 5.03 Gestes
- 5.04 Mouvements
- 5.06 Autres

V/III B : Réagir aux conduites inopportunes d'autres membres de la communauté**1. Repérer les conduites inopportunes d'autrui**

- 1.01 Agression
- 1.02 Manipulation
- 1.03 Harcèlement
- 1.04 Tricherie
- 1.05 Autres

2. Réagir aux conduites inopportunes d'autrui

- 2.01 Éviter le contact
- 2.02 Demander de l'aide
- 2.03 Autres

VIII C : Observer la loi**1. S'abstenir de commettre des actes illégaux**

- 1.01 Vol
- 1.02 État d'ébriété en public
- 1.03 Actes sexuels inappropriés
- 1.04 Infraction au code de la route
- 1.05 Violation de l'ordre public
- 1.06 Autres

2. Respecter les exigences de la loi

- 2.01 Lois se rapportant à la circulation
- 2.02 Lois sur les nuisances publiques
- 2.03 Usage des installations publiques
- 2.04 Respect de la propriété
- 2.05 Contrats
- 2.06 Autres

3. Faire valoir ses droits en cas d'arrestation

- 3.01 Appels téléphoniques
- 3.02 Représentation juridique
- 3.03 Autres

VIII D : S'acquitter de ses devoirs de citoyen**1. Se faire inscrire**

- 1.01 Service militaire
- 1.02 Élections
- 1.03 Autres

2. Assumer ses responsabilités

- 2.01 Assister aux réunions politiques
- 2.02 Voter
- 2.03 Faire partie d'un jury
- 2.04 Autres

3. Faire du bénévolat dans la communauté

- 3.01 Services communautaires
- 3.02 Politique
- 3.03 Oeuvres de charité
- 3.04 Autres

V/IV : buts se rapportant aux pépins qui surviennent à la résidence**V/IV A : Composer avec les bris d'équipement****1. Repérer les appareils défectueux**

- 1.01 Appareils pour l'entretien ménager
- 1.02 Appareils pour l'entretien des vêtements
- 1.03 Appareils pour préparer la nourriture
- 1.04 Appareils pour l'entretien ou les réparations
- 1.05 Autres

2. Réagir de façon appropriée au bris d'appareils

- 2.01 Remettre à plus tard ce qu'on avait projeté de faire
- 2.02 Réparer l'équipement
- 2.03 Jeter les appareils irréparables
- 2.04 Remplacer les appareils mis au rebut

V/IV B : Composer avec le manque de produits et d'articles ménagers**1. Repérer les produits manquants**

- 1.01 Produits d'entretien ménager
- 1.02 Produits pour l'entretien de la maison
- 1.03 Produits pour l'entretien des vêtements
- 1.04 Autres

2. Réagir de façon appropriée au manque de produits

- 2.01 Remettre à plus tard la tâche à accomplir
- 2.02 Remplacer les produits
- 2.03 Modifier la façon d'accomplir la tâche
- 2.04 Exécuter une autre tâche

V/IV C : Composer avec un manque imprévu d'argent**1. Déterminer les causes du manque imprévu d'argent**

- 1.01 Dépenses imprévues
- 1.02 Dépassement du crédit
- 1.03 Vol
- 1.04 Argent perdu
- 1.05 Autres

2. Réagir de façon appropriée à un manque d'argent

- 2.01 Modifier son budget
- 2.02 Emprunter de l'argent

V/IV D : S'adapter aux changements de routines**1. Déterminer la cause de la perturbation de la routine**

- 1.01 Entourage, visites
- 1.02 Vacances
- 1.03 Tâches terminées plus tôt
- 1.04 Autres

2. composer avec une perturbation de la routine

- 2.01 Remettre la tâche à plus tard
- 2.02 Exécuter une autre tâche
- 2.03 Autres

V/IV E : Composer avec les variations subites des conditions météorologiques**1. Reconnaître les variations subites des conditions météo.**

- 1.01 Orages
- 1.02 Fronts chauds ou froids
- 1.03 Vent
- 1.04 Autres

2. Régler le chauffage de façon appropriée

- 2.01 Augmenter le chauffage
- 2.02 Diminuer le chauffage

3. Apporter les changements requis à l'immeuble

- 3.01 Doubles portes et doubles fenêtres
- 3.02 Moustiquaires
- 3.03 Autres

4. Adopter une tenue vestimentaire appropriée

Domaine P : Vie professionnelle**P/I : buts et objectifs se rapportant à l'obtention d'un emploi****P/I A : Trouver un emploi :****1. Chercher un emploi :**

- 1.01 Utilisation des réseaux officiels
- 1.02 Utilisation des réseaux non officiels

2. Poser sa candidature :

- 2.01 Obtenir et remplir le formulaire de demande d'emploi
- 2.02 Passer des entrevues
- 2.03 Autres

3. Évaluer l'intérêt que présente l'emploi :

- 3.01 Évaluer les exigences de l'emploi
- 3.02 Évaluer le milieu de travail
- 3.03 Évaluer la rémunération
- 3.04 Évaluer le lieu de travail

P/I B : Accepter un emploi :

- 1. Informer l'employeur de l'acceptation de l'emploi**
- 2. Remplir le formulaire de déclaration sur le salaire**
- 3. Passer un examen médical**
- 4. Autres**

P/I C : Recourir à un service de placement

- 1. Présenter une demande pour bénéficier des dispositions relatives au chômage**
- 2. Demander de l'aide pour la recherche d'un emploi**
 - 2.02 Service d'emploi
 - 2.02 Centre de réadaptation professionnelle
 - 2.03 Autre organisation locale

P/II : buts et objectifs reliés à l'exécution des routines de travail**P/II A : Exécuter les routines de travail****1. Apprendre à faire le travail :**

- 1.01 Tâches demandées
- 1.02 Séquences de tâches
- 1.03 Changement de vêtements

2. Apprendre à accomplir d'autres travaux qui peuvent être demandés à l'occasion :

- 2.01 Tâches nécessaires
- 2.02 Remplacement
- 2.03 Autres

3. Trouver d'autres occupations si les tâches demandées se terminent plus tôt :

- 3.01 Identification de nouvelles tâches
- 3.02 Exécution de nouvelles tâches

4. Connaître l'emplacement des installations :

- 4.01 Cuisinette
- 4.02 Toilettes
- 4.03 Salle de repos
- 4.04 Autres

5. Exécuter les routines de travail**6. Respecter les limites admissibles / taux de production****7. Respecter les normes de qualité du lieu de travail****P/II B : Suivre l'horaire quotidien / travail :****1. Suivre l'horaire de travail quotidien :**

- 1.01 Assiduité
- 1.02 Heures d'arrivée et de départ
- 1.03 Pauses-café et repas du midi
- 1.04 Horaire fractionné
- 1.05 Autres

2. Suivre l'horaire des jours de repos :

- 2.01 Jours de congé
- 2.02 Jours fériés
- 2.03 Vacances
- 2.04 Autres

P/II C : Entretien du poste de travail :**1. Observer les normes d'entretien du milieu :**

- 1.01 Propreté
- 1.02 Ordre

2. Suivre l'horaire d'entretien du milieu :

- 2.01 Propreté
- 2.02 Ordre

3. Utiliser les instruments et les produits d'entretien**4. Remplacer ou renouveler les instruments et les produits d'entretien au besoin****5. Ranger les instruments et les produits servant pour le travail ou l'entretien****6. Ranger les vêtements propres et déposer à l'endroit approprié les vêtements sales****P/II D : Suivre les règles + règlements établis par l'employeur :****1. Connaître les règles et règlements établis par l'employeur :**

- 1.01 Assiduité
- 1.02 Drogue, alcool et tabac
- 1.03 Vol
- 1.04 Filière hiérarchique
- 1.05 Congé payé ou non payé
- 1.06 Notification des absences
- 1.07 Notification des problèmes
- 1.08 Autres

2. Suivre les règles établies par l'employeur**P/II E : Utiliser les installations de façon appropriée****1. Suivre les règles établies concernant l'utilisation des installations :**

- 1.01 Pauses-café
- 1.02 Repas du midi
- 1.03 Autres

2. Suivre les modes habituels de comportement pour l'utilisation des installations**3. Obtenir la permission d'utiliser les installations au besoin**

P/II F : Respecter les règles de sécurité au travail :

- 1. Utiliser et ranger les outils et le matériel de façon appropriée**
- 2. Ranger les outils et le matériel**
- 3. Exercer les activités relatives au travail**
- 4. Entretenir le poste de travail de façon à ce qu'il soit en ordre et ne présente aucun risque :**
 - 4.01 Propreté et ordre
 - 4.02 Équipement à proximité
- 5. Utiliser l'équipement de sécurité :**
 - 5.01 Vêtements
 - 5.02 Protection des yeux + oreilles
 - 5.03 Protection de la tête
 - 5.04 Chaussures de protection
 - 5.05 Autres
- 6. Éviter d'entrer dans les endroits dangereux**
- 7. Respecter les directives du superviseur dans les circonstances inhabituelles**

P/II G : Suivre les procédures en cas d'accident ou d'urgence :

- 1. Suivre les procédures normales pour signaler une urgence ou un accident**
- 2. Suivre les procédures normales d'intervention en cas d'urgence ou d'accident**
- 3. Suivre les procédures normales d'application des premiers soins**

P/III : buts se rapportant à la vie harmonieuse avec les autres travailleurs**P/III A : Avoir des interactions appropriées avec les autres au travail :****1. Avoir des interactions appropriées :**

- 1.01 Superviseur
- 1.02 Collègues de travail
- 1.03 Public
- 1.04 Subalternes
- 1.05 Autres

2. S'abstenir d'avoir des interactions inopportunes**3. Bien se conduire au travail :**

- 3.01 Respect d'autrui
- 3.02 Affirmation de soi
- 3.03 Familiarité
- 3.04 Autres

4. Respecter les contraintes inhérentes aux conversations en milieu de travail :

- 4.01 Sujets discutés
- 4.02 Longueur de la conversation
- 4.03 Autres

5. Employer un langage non verbal approprié :

- 5.01 Posture
- 5.02 Expressions du visage
- 5.03 Gestes
- 5.04 Mouvements
- 5.05 Autres

P/III B : Réagir adéquatement aux conduites non appropriées d'autres personnes au travail :

1. Identifier les conduites inopportunes d'autrui :

- 1.01 Agression
- 1.02 Manipulation
- 1.03 Impolitesse
- 1.04 Mauvaises farces
- 1.05 Insubordination
- 1.06 Harcèlement
- 1.07 Autre

2. Réagir aux conduites inopportunes d'autrui :

- 2.01 Se conformer aux procédures de l'entreprise
- 2.02 Obtenir de l'aide

3. Éviter les contacts avec les auteurs de trouble

4. Autres

P/IV : buts se rapportant aux pépins au travail**P/IV A : S'adapter aux changements dans les tâches routinières reliées au travail :**

- 1. Se conformer aux changements nécessaires dans la routine de travail**
- 2. Suivre les procédures en cas d'urgence :**
 - 2.01 Appels téléphoniques
 - 2.02 Documentation
 - 2.03 Autres
- 3. Suivre les procédures relatives aux périodes d'inactivité imprévues**
- 4. Effectuer les changements d'horaire nécessaires**

P/IV B : Composer avec les problèmes reliés au travail :

- 1. Repérer les problèmes :**
 - 1.01 À signaler ou non
 - 1.02 Responsabilité du travailleur ou du superviseur
- 2. Régler un problème :**
 - 2.01 Relevant du travailleur
 - 2.02 Relevant du superviseur

P/IV C : Composer avec le manque d'un article nécessaire ou les bris d'équipement :

- 1. Repérer le manque de matériel et les bris d'équipement :**
 - 1.01 Outils
 - 1.02 Matériel
- 2. Réagir adéquatement au manque de matériel ou de panne d'équipement :**
 - 2.01 Suivre les procédures requises
 - 2.02 Prendre les mesures appropriées

Domaine L : Loisirs**L/I : buts se rapportant à la pratique d'activités de loisir****L/I A : Découvrir de nouvelles activités de loisir****1. Déterminer une activité de loisir possible**

- 1.01 Réseaux officiels
- 1.02 Réseaux non officiels

2. Évaluer les avantages que présente l'activité de loisir possible

- 2.01 Avantages prévus
- 2.02 Capacités et incapacités personnelles
- 2.03 Accessibilité

3. Évaluer la capacité de payer le prix requis

- 3.01 Coûts
- 3.02 Revenu disponible

L/I B : Acquérir les habiletés nécessaires à la pratique d'activités de loisir**1. Acquérir les habiletés dans un contexte structuré**

- 1.01 Cours en groupe
- 1.02 Leçons privées
- 1.03 Autres

2. Acquérir les habiletés dans un contexte non structuré

- 2.01 Observation
- 2.02 Formation non structurée
- 2.03 Documentation
- 2.04 Essais et erreurs
- 2.05 Autres

L/II buts se rapportant à la pratique des routines d'une activité de loisir**L/II A : Pratiquer des activités de loisir****1. Déterminer l'horaire des activités de loisir**

- 1.01 Déterminer les activités
- 1.02 Réserver du temps

2. Préparer les activités connexes

- 2.01 Vêtements
- 2.02 Équipement
- 2.03 Argent
- 2.04 Autres

3. Participer aux activités

- 3.01 Payer les frais d'inscription
- 3.02 Porter les vêtements et utiliser l'équipement appropriés
- 3.03 Obtenir l'équipement nécessaire
- 3.04 Suivre les règlements régissant l'activité
- 3.05 Autres

4. Suivre les règles régissant l'utilisation des installations

- 4.01 Heure de début et de fin
- 4.02 Permissions
- 4.03 Location d'équipement
- 4.04 Adopter les façons de faire habituelles

5. Autres**L/II B : Entretenir l'équipement de loisir****1. Veiller au remplacement de fournitures au besoin****2. Remplacer le matériel et l'équipement usé ou défectueux au besoin****3. Réparer et ajuster l'équipement au besoin****4. Ranger l'équipement de loisir lorsqu'il ne sert pas**

- 4.01 Aire de rangement
- 4.02 Étagères, supports, cintres, etc.
- 4.03 Techniques d'entreposage
- 4.04 Autres

5. Nettoyer les vêtements et l'équipement au besoin

L/II C : Respecter les règles de sécurité dans les loisirs

- 1. Respecter toutes les règles de sécurité régissant l'activité de loisir**
 - 2. Respecter toutes les règles de sécurité régissant l'utilisation des installations de loisir**
 - 3. Utiliser l'équipement de manière appropriée**
 - 4. Ranger l'équipement**
-
- 5. Veiller à ce que les lieux et l'équipement de loisir ne présentent aucun risque**
 - 5.01 Propreté et ordre
 - 5.02 Réparations nécessaires
 - 5.03 Équipement à mettre au rebut
 - 5.04 Autres
 - 6. Utiliser l'équipement de sécurité**
 - 6.01 Protection personnelle
 - 6.02 Équipement pour la sécurité des autres
 - 6.03 Autres
 - 7. S'abstenir d'aller dans des endroits présentant des dangers**
 - 8. Suivre les directives des officiels concernant les mesures de sécurité**
 - 9. Faire preuve de modération dans la consommation d'alcool ou d'autres substances toxiques lors de la pratique d'activités**

L/II D : Suivre les procédures appropriées en cas d'accident ou d'urgence**1. Identifier les urgences ou les accidents**

- 1.01 Blessure ou maladie
- 1.02 Autres

2. Suivre les procédures normales pour signaler une urgence ou un accident

- 2.01 Informer la personne responsable à proximité
- 2.02 Numéro de téléphone local en cas d'urgence
- 2.03 Numéro de téléphone du service de police ou d'incendie
- 2.04 Autres

3. Suivre les procédures d'intervention normales en cas d'urgence ou d'accident

- 3.01 Directives émanant de la personne responsable
- 3.02 Premiers soins d'usage

4. Annuler ou reporter l'activité**5. Autres**

L/III : buts se rapportant à la vie harmonieuse avec les autres dans les loisirs**L/III A : Avoir des interactions appropriées avec les autres dans les loisirs****1. Effectuer les interactions nécessaires**

- 1.01 Officiels
- 1.02 Autres participants
- 1.03 Observateurs
- 1.04 Autres

2. S'abstenir d'avoir des interactions inopportunes**3. Respecter les contraintes relatives au comportement**

- 3.01 Respect d'autrui
- 3.02 Affirmation de soi
- 3.03 Familiarité
- 3.04 Autres

4. Respecter les contraintes relatives aux conservations

- 4.01 Sujets abordés
- 4.02 Longueur de la conversation
- 4.03 Autres

5. Employer un langage corporel approprié

- 5.01 Posture
- 5.02 Expressions du visage
- 5.03 Gestes
- 5.04 Mouvements
- 5.05 Autres

L/III B : Réagir adéquatement aux conduites inopportunes d'autres personnes dans les loisirs**1. Identifier les conduites inopportunes d'autrui**

- 1.01 Agression
- 1.02 Impolitesse
- 1.03 Harcèlement
- 1.04 Raillerie
- 1.05 Non respect des normes comportementales pour l'utilisation de l'installation
- 1.06 Autres

2. Réagir aux conduites inopportunes d'autrui

- 2.01 Suivre les procédures pour l'utilisation des installations
- 2.02 Obtenir de l'aide
- 2.03 Éviter les contacts avec les fauteurs de trouble
- 2.04 Autres

L/IV : buts se rapportant aux pépins pendant les activités de loisir**L/IV A : S'adapter aux changements dans les routines reliées aux loisirs****1. Se conformer aux changements d'horaire**

- 1.01 Reliés aux conditions météorologiques
- 1.02 Reliés à la maladie
- 1.03 Reliés au travail
- 1.04 Autres

2. S'adapter aux changements d'horaire

- 2.01 Reporter l'activité prévue
- 2.02 Annuler l'activité prévue
- 2.03 Pratiquer une autre activité
- 2.04 Autres

L/IV B : Composer avec les défaillances d'équipement et le manque du matériel nécessaire**1. Détecter le problème**

- 1.01 Défaillances d'équipement
- 1.02 Matériel manquant
- 1.03 Autres

2. S'adapter au problème

- 2.01 Faire réparer l'équipement
- 2.02 Remplacer le matériel
- 2.03 Modifier le projet d'activité

Domaine D : Déplacements**D/I : buts se rapportant à la routine des déplacements dans la communauté****D/I A : Se représenter mentalement des immeubles qu'il fréquente****1. Se déplacer à l'intérieur de son logement**

- 1.01 Salon
- 1.02 Cuisine
- 1.03 Chambre à coucher
- 1.04 Autres

2. Se déplacer à l'intérieur de son école

- 2.01 Classe
- 2.02 Arrêt d'autobus
- 2.03 Cafétéria
- 2.04 Autres locaux fréquentés
- 2.05 À l'extérieur
- 2.06 Bureaux
- 2.07 Corridors

3. Se déplacer à l'intérieur de son milieu de travail

- 3.01 Poste de travail
- 3.02 Installations (toilettes, cafétéria...)
- 3.03 Poste de travail du superviseur

4. Se déplacer à différents endroits dans la communauté

- 4.01 Centre commercial
- 4.02 Dans les magasins
- 4.03 Édifices publics
- 4.04 Autres

5. Se rendre à un endroit où ont lieu des activités de loisir

- 5.01 Endroits proprement dits
- 5.02 Toilettes
- 5.03 Salles de bain, douches
- 5.04 Autres

D/ B : Se représenter mentalement différents endroits dans la communauté**1. Aller dans les magasins**

- 1.01 Épiceries
- 1.02 Établissement de restauration rapide
- 1.03 Pharmacies
- 1.04 Grands magasins et magasins de vente au rabais
- 1.05 Magasins de chaussures
- 1.06 Magasins de vêtements
- 1.07 quincailleries
- 1.08 Centres commerciaux
- 1.09 Autres

2. Aller dans les cliniques médicales

- 2.01 Médecins généralistes
- 2.02 Dentistes
- 2.03 Chiropraticiens
- 2.04 Hôpital
- 2.05 Services d'urgence
- 2.06 Autres

3. Aller dans les restaurants**4. Aller à l'église****5. Aller aux endroits où ont lieu des activités de loisir**

- 5.01 Parcs
- 5.02 Lieux de divertissement
- 5.03 Centres sportifs
- 5.04 Lieux de rassemblement publics
- 5.05 Autres

6. Aller à la banque**7. Aller au travail****8. Aller au centre-ville****9. Se déplacer d'un de ces lieux à un autre**

D/II : buts se rapportant à l'utilisation des moyens de transport**D/II A : Suivre les procédures appropriées aux moyens de transport****1. Utiliser des moyens de transport privés comme passager**

- 1.01 Bicyclette, moto
- 1.02 Automobile
- 1.03 Camionnette
- 1.04 Autres

2. Utiliser des moyens de transport privés comme conducteur

- 2.01 Conduire un véhicule
- 2.02 Respecter le code de la route

3. Utiliser les transports en commun

- 3.01 À l'intérieur de la ville
- 3.02 Entre deux villes
- 3.03 Autres

D/II B : Prendre des décisions en vue des déplacements**1. Choisir une destination****2. Choisir un moyen de transport**

- 2.01 À pied
- 2.02 Véhicule privé
- 2.03 Transports en commun
- 2.04 Taxi
- 2.05 Autres

3. Déterminer l'heure du départ

- 3.01 Heure à laquelle on doit arriver
- 3.02 Temps à prévoir pour le déplacement
- 3.03 Horaire des services de transport
- 3.04 Autres

4. Choisir les vêtements appropriés**5. Se procurer de l'argent au besoin****6. Autres**

D/II C : Suivre les procédures de sécurité relatives aux déplacements**1. Suivre les règles de sécurité pour les piétons**

- 1.01 Trottoirs
- 1.02 Rues
- 1.03 Carrefour
- 1.04 Signalisation

2. Suivre les règles de sécurité en autobus

- 2.01 Monter à bord
- 2.02 S'asseoir ou rester debout
- 2.03 Descendre

3. Suivre les règles de sécurité en automobile

- 3.01 Monter
- 3.02 S'asseoir
- 3.03 Descendre

4. Autres**D/II D : Suivre les procédures appropriées en cas d'accident ou d'urgence****1. Identifier l'accident ou l'urgence**

- 1.01 Accident
- 1.02 Blessure ou maladie
- 1.03 Interruption du déplacement

2. Suivre les procédures pour signaler un accident ou une urgence

- 2.01 Avertir la personne responsable
- 2.02 Numéro de téléphone local en cas d'urgence
- 2.03 Numéro de téléphone du service de police ou d'incendie
- 2.04 Autres

3. Suivre les procédures d'intervention en cas d'accident ou d'urgence

- 3.01 Directives de la personne responsable
- 3.02 Procédures habituelles de 1^{rs} soins
- 3.03 Autres

4. Trouver un autre moyen de transport**5. Autres**

D/III : buts se rapportant à la vie avec les autres dans les déplacements**D/III A : Avoir des interactions appropriées avec les autres dans les déplacements****1. Avoir les interactions nécessaires**

- 1.01 Piétons
- 1.02 Personnes responsables
- 1.03 Autres passagers
- 1.04 Autres

2. S'abstenir d'avoir des interactions inopportunes**3. Respecter les contraintes relatives au comportement**

- 3.01 Respect d'autrui
- 3.02 Affirmation de soi
- 3.03 Familiarité
- 3.04 Autres

4. Respecter les contraintes relatives aux conversations

- 4.01 Sujet abordé
- 4.02 Longueur de la conversation
- 4.03 Autres

5. Employer un langage corporel approprié

- 5.01 Posture
- 5.02 Expressions du visage
- 5.03 Gestes
- 5.04 Mouvements
- 5.06 Autres

D/III B : Réagir adéquatement aux conduites inopportunes d'autres personnes dans les déplacements**1. Identifier les conduites inopportunes d'autrui**

- 1.01 Agression
- 1.02 Harcèlement
- 1.03 Raillerie
- 1.04 Impolitesse
- 1.05 Autres

2. Réagir aux conduites inopportunes d'autrui

- 2.01 Ignorer les conduites inopportunes
- 2.02 Obtenir de l'aide
- 2.03 Éviter les contacts

D/IV : buts se rapportant aux pépins dans les déplacements**D/IV A : S'adapter aux changements d'horaire**

- 1. S'adapter aux changements de l'horaire de transport**
- 2. S'adapter lorsque la routine personnelle est modifiée**
 - 2.01 Horaire de travail
 - 2.02 Horaire des activités de loisir
 - 2.03 Autre
- 3. Avertir autrui lorsque des problèmes inévitables occasionnent des changements d'horaire**
 - 3.01 Problèmes causés par les conditions météorologiques
 - 3.02 Erreurs personnelles
- 4. Autres**

D/IV B : Composer avec les défaillances d'équipement dans les déplacements

- 1. Repérer les problèmes d'équipement**
 - 1.01 Accident
 - 1.02 Défaillance du matériel
 - 1.03 Autres
- 2. Réagir aux problèmes d'équipement**
 - 2.01 Avertir la personne responsable
 - 2.02 Trouver un autre moyen de transport
 - 2.03 Autres

D/IV C : Se débrouiller lorsqu'il s'égare

- 1. S'apercevoir qu'on s'est égaré**
 - 1.01 Points de repère inconnus
 - 1.02 Orientation
- 2. Réagir si on est égaré**
 - 2.01 Entrer en contact avec une autre personne pour avoir de l'aide
 - 2.02 Suivre les instructions pour se rendre à destination