

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

CARACTÉRISER LES MODÈLES MENTAUX POUR ACCOMPAGNER
L'AMÉNAGEMENT PARTICIPATIF DE LA FORÊT EN CONDITION
D'INCERTITUDE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

À LA MAÎTRISE SUR MESURE : DÉVELOPPEMENT DURABLE ET
CONSERVATION DES RESSOURCES NATURELLES RENOUVELABLES

PAR

VINCA BUTTIN

SEPTEMBRE 2020

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tous les participants du projet de recherche qui ont donné bénévolement de leur temps pour répondre à mes questions et participer aux différentes tâches. Je remercie également la MRC des Laurentides et le Parc Eco Laurentides pour m'avoir accueillie dans leurs locaux et soutenue pour recruter des participants. Je voudrais également remercier les étudiants de l'UQO qui ont participé aux tests des questionnaires et mes directeurs de recherche, les professeurs Frédérik Doyon et Clément Chion, pour leur implication dans le projet. Un grand merci également, au professeur Stéphane Bouchard pour ses conseils ainsi qu'à Ann Levesque et Marcel Trudel pour m'avoir présentée la méthodologie Q et conseillée dans son application. Enfin, je tiens à remercier le CRSH et son programme Développement Savoir (n° d'octroi : 430-2016-1118) pour avoir financé et rendu possible ce projet.

Un grand merci à tous.

TABLE DES MATIÈRES

Caractériser les modèles mentaux pour accompagner l'aménagement participatif de la forêt en condition d'incertitude	i
REMERCIEMENTS	ii
LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	viii
RÉSUMÉ.....	ix
ABSTRACT	xi
CHAPITRE I.....	13
INTRODUCTION GÉNÉRALE	13
1.1 Comprendre l'humain pour gérer les ressources naturelles.....	13
1.2 Les processus participatifs, une réponse encore insuffisante aux défis de la GRN	16
1.3 Le cas des ressources forestières et du Québec	17
1.4 Un modèle mental partagé pour mieux gérer collectivement les ressources naturelles	18
CHAPITRE II L'influence des modèles mentaux sur la décision collective dans le cadre d'un processus participatif d'aménagement forestier.....	20
2.1 Introduction	20
2.1.1 Hypothèses de travail	21

2.2	Matériel et méthode	30
2.2.1	Territoire d'étude et participants	30
2.2.2	Collecte de données	31
2.2.3	Analyse des données	40
2.3	Résultats et interprétations	47
2.3.1	Connaissances, valeurs d'intérêts, perception du risque et bénéfice attendu sont-ils liés et influencent-ils l'intention comportementale des parties prenantes ? 47	
2.3.2	Identification du MMP grâce à la comparaison des dimensions du Mms des parties prenantes	50
2.4	Discussion	66
2.4.1	Plusieurs dimensions du Mms influencent les décisions des parties prenantes (H ₁)	66
2.4.2	Identifier le MMP afin d'anticiper et d'adapter la concertation (H ₂)	68
2.5	Conclusion	72
	CONCLUSION	74
	ANNEXE A Synthèse des enjeux portés par les parties prenantes	75
	ANNEXE B Énoncés du Q-set "valeurs d'intérêts"	76
	ANNEXE C Énoncés du Q-set "connaissances des processus écologiques"	78
	ANNEXE D Questions de l'échelle de risques des changements climatiques sur la forêt tempéré	80
	ANNEXE E Scores et rangs et valeurs des tris de synthèse des énoncés en fonction des facteurs P1 et P2	82
	ANNEXE F Scores de l'échelle de risque	84
	RÉFÉRENCES	87
	GLOSSAIRE	100

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Cadres conceptuels à partir duquel ont été élaboré les hypothèses de recherche	22
Figure 2-2 : Représentation de l'apprentissage à simple, double et triple boucle dans le modèle mental traduite de Biggs <i>et al.</i> , 2011.	24
Figure 2-3: Modèle psychologique du risque-rendement représentant la fonction d'utilité $U(X)$ en fonction d'une variable d'investissement X	26
Figure 2-4: Objectifs de l'étude (O1, O2, O3 et O4).....	29
Figure 2-5: Typologie des acteurs en fonction de leur attachement au territoire réalisée à partir des entrevues préliminaires.....	31
Figure 2-6: Étapes de caractérisation du Mms des parties prenantes en fonction de ses dimensions et de l'intention comportementale.	32
Figure 2-7: Illustration de la relation entre <i>Q-set</i> , <i>Q-short</i> et dimension du Mms.....	34
Figure 2-8: Méthode de création des <i>Q-set</i> et de l'échelle de risque.....	36
Figure 2-9: Exemple de <i>Q-short</i> complété.....	37
Figure 2-10: Étapes analytiques de la méthodologie Q employées dans cette étude..	44

Figure 2-11: Diagramme de corrélation des dimensions du Mms (connaissances, valeurs d'intérêts, perception du risque et bénéfice attendu) et de l'intention comportementale.	48
Figure 2-12: Tri de synthèse des facteurs P1 et P2 par rapport aux valeurs d'intérêts.	53
Figure 2-13: Tri de synthèse du facteur K1 lié aux connaissances des processus écologiques.	58
Figure 2-14: Scores de l'échelle de risque.	65
Figure 2-15: Illustration des mécanismes qui permettraient d'améliorer la concertation et d'adapter le processus participatif.	71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1: Récapitulatif des variables de l'étude.....	40
Tableau 2-2: Procédure de sélection des variables (matrices) optimales pour caractériser l'intention comportementale des participants.....	49
Tableau 2-3. Valeurs propres, variances et corrélations des facteurs estimés de l'analyse Q	51
Tableau 2-4. Consensus entre les 2 facteurs P1 et P2.....	54
Tableau 2-5: Énoncés divergents.....	57
Tableau 2-6: Valeurs des Z-scores, rang et tri de synthèse pour le facteur K1 appuyé par la littérature scientifique actuelle ou par les dires d'acteurs locaux spécialisés.....	59
Tableau 2-7: Résultats de la régression logistique ordinale de l'intention comportementale face aux risques en fonction de la perception et du bénéfice attendu de situations risquées liées aux impacts des changements climatiques sur la forêt du Parc Éco Laurentides.....	62
Tableau 2-8: Attitudes exceptionnelles constatées compte tenu du risque perçu moyen (RP) et du bénéfice attendu moyen (RB).....	63

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ARDI : Acteurs, Ressources, Dynamiques et Interactions

CC : Changements climatiques

DOSPERT : Domain-Specific Risk-Taking Scale

GRN : Gestion des ressources naturelles

MFFP : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

MM : Modèle(s) mental(aux)

Mms : Modèle(s) mental(aux) simplifié(s)

MMP : Modèle mental partagé

MRC : Municipalité régionale de comté

RB : Bénéfice attendu

RP : Perception du risque

TPI : Territoire Public Intramunicipal

RÉSUMÉ

Dans un monde où l'épuisement des ressources naturelles et les changements climatiques sont induits par des pressions anthropiques, comprendre les mécanismes cognitifs impliqués dans les décisions de gestion de ces ressources devient primordial. D'autant plus lorsque l'on considère l'essor de modèles de gouvernance plus hétérarchiques et l'incertitude liée aux changements climatiques. Ces paramètres complexifient en effet la prise de décision collective, constituant souvent une limite au développement de ces nouveaux modèles pourtant prometteurs. Dans le secteur forestier québécois, le constat reste le même et malgré de nouveaux espaces de consultation, les politiques pointent du doigt les limites du processus participatif et notamment les difficultés que peuvent avoir des acteurs aux intérêts et visions antagonistes à prendre des décisions ensemble.

Cette étude vise à mieux comprendre les limites et les moteurs des processus participatifs en déterminant l'influence des modèles mentaux sur les comportements décisionnels des parties prenantes. Nous posons comme hypothèses que 1) cette compréhension passe par la caractérisation des modèles mentaux simplifiés des parties prenantes, 2) qui, une fois comparés, permettent de saisir le modèle mental partagé. Pour tester ces deux hypothèses, nous avons développé une méthodologie semi-quantitative, appliquée à une étude de cas de gestion participative d'une forêt publique multifonctionnelle de 1 800 ha dans les Basses-Laurentides (Québec, Canada).

Nos résultats montrent que: 1) certaines dimensions du modèle mental simplifié influencent les décisions des parties prenantes et 2) il existe un modèle mental partagé

sur lequel s'appuyer pour adapter la consultation. Enfin, pour améliorer la coopération entre les parties prenantes et promouvoir une prise de décision éclairée en situation d'incertitude (p.ex. changements globaux), nous recommandons de: 1) s'appuyer sur le socle commun et notamment sur les bénéfices pour construire un objectif commun (p.ex. le bénéfice que peuvent avoir certaines pratiques forestières d'adaptation aux changements climatiques sur les activités des usagers) et 2) apporter des connaissances sur des éléments divergents ou hors consensus scientifiques et mettre clairement en évidence les avantages d'adopter certains comportements.

Mots clés : processus participatif, concertation, aménagement forestier, Québec, modèle mental, action collective, décision en situation de risque et d'incertitude, changements globaux, méthode Q.

ABSTRACT

In a world where depletion of natural resources and climate change are induced by anthropogenic pressures, it becomes essential to better understand the cognitive mechanisms that underlie decision-making to manage these resources. Even more, if we consider the rise of heterarchical governance and the uncertainty over decisions due to climate change. Indeed, these parameters make collective decision-making more complex and could compromise these new approaches. In the Quebec forest sector, the situation is the same and despite new consultation spaces, the policies are pointing to the limits of the participatory process and especially the difficulties for actors with varied interests and visions to decide together.

This study aims to better understand participatory process limits and drivers by determining the influence of the mental models on stakeholders' decision-making behaviours. For that, first we assume that the simplification of actors' mental models (into 4 dimensions) allows to predict forest adaptation behaviour and secondly that the comparison of those simplified mental models allows to elicit a shared mental model. To test these two hypotheses, we developed a semi-quantitative methodology, applied to a case study of participatory management of a multipurpose public forest of 1,800 ha in the Lower Laurentians (Quebec, Canada).

Our results show that: 1) some dimensions of simplified mental models influence stakeholders' decisions and 2) there is a shared mental model on which to base the future consultation. Lastly, to improve co-operation between stakeholders and promote informed decision-making we recommend to: 1) rely on consensus from the shared

mental model and common profits to build a common goal, and 2) bring new knowledge about divergent elements or with lack of scientific consensus and highlight the benefit of adopting certain behaviours clearly.

Keywords: participatory process, consultation, forest management, Quebec, mental model, risk, uncertainties, action collection, decision, global changes

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Comprendre l'humain pour gérer les ressources naturelles

La déplétion généralisée des ressources naturelles et la dégradation de la biosphère suscitent des inquiétudes quant aux capacités de la terre à fournir les biens et services suffisants au maintien de la civilisation humaine (Rockström *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2007). Malgré la complexité de ces changements globaux, la responsabilité humaine est aujourd'hui indéniable (Crutzen, 2002; Stocker *et al.*, 2013) et a une telle influence sur la biosphère qu'elle est considérée comme une force géologique à part entière qui marque le début de l'ère actuelle : l'Anthropocène (Steffen *et al.*, 2007). Bien que ces constats soient flagrants et établis depuis plusieurs années les actions efficaces pour faire face à ces enjeux de taille sont peu probantes. Depuis lors, de nombreuses recherches interdisciplinaires tentent d'expliquer ce paradoxe.

G. Hardin, à travers sa théorie des communs, pose les fondements de cette recherche en exposant les limites de la gestion collective des biens communs et leur inéluctable épuisement (Hardin, 1968). Selon lui, deux facteurs humains conduiraient à la disparition du bien commun : «1) l'augmentation de la demande en ressources naturelles et en services environnementaux, induite par l'augmentation de la population;

et 2) les types d'organisation humaine pour extraire les ressources et rejeter leurs déchets » (Dietz *et al.*, 2003). L'auteur soutient également que seules la gestion institutionnelle et la privatisation représentent des solutions potentielles à la surexploitation des ressources communes. La théorie de Hardin a une influence considérable, mais, malgré son grand intérêt, ce dernier point fait l'objet de certaines critiques et plusieurs auteurs ont démontré qu'il existerait d'autres formes de gouvernance capables d'assurer une gestion durable des ressources naturelles. C'est ce qu'Elinor Ostrom et ses collègues mettent en évidence en soulignant la singularité des nombreux systèmes socioécologiques (SSÉ) et en présentant, à travers différents cas d'études concrets, d'autres modèles de gouvernance efficaces (Dietz *et al.*, 2003; Ostrom, 2015; Ostrom *et al.*, 2002). Ainsi, plusieurs facteurs de réussite de gouvernance, tels que la nature du capital social, sont mis en avant (Dietz *et al.*, 2003). Ostrom définit le capital social comme « l'ensemble des relations, des réseaux et des normes qui facilitent l'action collective » (Pérez et Silva, 2013). Il peut être abordé à différentes échelles : individuelle (Bourdieu, 1980), de la communauté ou de la société (Westlund et Bolton, 2003). Pour analyser le capital social de façon transversale, deux niveaux d'analyse sont possibles: 1) la dimension relationnelle du capital social, qui fait référence aux liens interindividuels (affectif, confiance, respect, estime) et 2) la dimension cognitive qui « renvoie aux ressources structurant les représentations, les interprétations et les systèmes de construction de sens entre les parties » (Dussuc et Geindre, 2012). Dans le cadre de la gestion durable des ressources naturelles, les travaux d'Ostrom s'inscrivent dans cette lignée multidimensionnelle et interrogent l'articulation individu/collectif (Pérez et Silva, 2013).. De plus, Olson (1978) a démontré que la logique de l'action collective (cf. : glossaire) ne peut pas être réduite à la somme des logiques de l'action individuelle (Levi *et al.*, 1978), soulignant ainsi la complexité des mécanismes et l'importance de considérer la décision à l'échelle du collectif. Ainsi pour comprendre les interactions entre le système social et écologique il faut pouvoir identifier les mécanismes de l'action collective et donc prendre en

considération les relations interindividuelles et les mécanismes cognitifs à l'échelle individuelle, mais également collective.

Notons par ailleurs que depuis les années 2000 le capital social est également utilisé dans le domaine de la recherche sur l'adaptation aux changements climatiques (Noblet *et al.*, 2016). En effet, d'après Adger (2003), puisque l'adaptation est en partie déterminée par la capacité des communautés à agir collectivement, le capital social est un facteur d'adaptation, et ce particulièrement dans le cas d'événements incertains. Ce dernier point a d'ailleurs été mis en évidence dans le cas de la gestion des ressources naturelles (GRN) par Anderies *et al.*, (2013) qui grâce à la reproduction d'un dilemme de biens communs en conditions d'incertitude, ont pu mettre en évidence que l'instabilité du système écologique modifiait le positionnement des acteurs (moins coopératifs) et que cela était dû à la difficulté d'appréhender l'effet de leurs actions. Ce constat met en évidence deux éléments importants pour notre étude : 1) l'importance de la représentation et de la perception du système écologique pour la prise de décision et 2) l'effet de l'incertitude.

La gestion des biens communs est donc indissociable de l'action collective qui est notamment influencée par la nature du capital social (relationnel et cognitif) et par l'incertitude. Afin de soutenir l'action collective dans le cas de systèmes socioécologiques complexes et incertains, il a été nécessaire de mettre en pratique des outils de gestion collective (Gunderson et Holling, 2002 ; Lynam *et al.*, 2002, Walker *et al.*, 2002 ; Berkes *et al.*, 2003, cité dans Barnaud et Van Paassen, 2010).

1.2 Les processus participatifs, une réponse encore insuffisante aux défis de la GRN

C'est dans ce contexte et pour faire face aux inconvénients des approches descendantes que les premières démarches participatives en GRN ont vu le jour (Matarrita-Cascante *et al.*, 2019). Depuis lors, on voit fleurir dans le monde une multitude d'exemples de processus participatifs pour gérer durablement les ressources naturelles (Matarrita-Cascante *et al.*, 2019). Ces méthodes ont des intérêts notables : décentralisation du pouvoir décisionnel, diffusion de connaissances, implication des acteurs, émergence d'une confiance et d'une identité commune, qui favorisent la prise de décision collective durable (Parker, 2007) et plus d'une étude attestent de l'intérêt de la participation sur le long terme et du point de vue économique (FAO, 2002). Toutefois, faire interagir des acteurs aux visions et intérêts différents n'est pas toujours aisé et les résultats ne sont pas toujours concluants (Agrawal et Gibson, 1999). Plusieurs limites sont souvent mises en avant, telles que le manque de représentativité, les rapports de force inégaux liés aux jeux de pouvoir lors des décisions, le manque de neutralité et de transparence des porteurs de la conciliation, les différents niveaux de contrôle des agents, l'asymétrie de connaissances et d'informations sur le système ou encore l'importance des moyens nécessaires (temps et argent) (Davis, 2004, Jouve et Booth, 2003, cité dans Leclerc et Chiasson, 2013; Beckley *et al.*, 2005; FAO, 2002; Cornwall, 2008). Tant d'exemples, repris par les gestionnaires pour justifier l'établissement de simples « consultations » plutôt que des formes de participation actives qui semblent avoir plus de résultats (Cornwall 2008). Elinor Ostrom (2007), rappelle alors que ces processus ne sont pas des outils infallibles et que chaque cas étant spécifique, il est essentiel de diversifier les approches pour obtenir les résultats escomptés. D'autant plus qu'une mauvaise gestion du processus participatif peut avoir des conséquences aggravantes sur le problème initial (FAO, 2002).

1.3 Le cas des ressources forestières et du Québec

Les constatations précédentes s'appliquent particulièrement au milieu forestier en grande mutation. Ainsi les décisionnaires doivent jongler entre des enjeux d'aménagements écosystémiques et multiservices, la décentralisation du pouvoir (Krott *et al.*, 2014; Seymour et White 2002; Wagner *et al.*, 2013), l'incertitude apportée par les pressions des changements globaux ou encore les échelles de temps conséquentes (Polasky *et al.*, 2011).

Au Québec, le secteur forestier ne fait pas exception en intégrant de plus en plus les usagers dans les processus de gestion du territoire public. D'après les travaux de Bouthillier et Roberge (2002), la loi forestière oblige, depuis 1987, les responsables et gestionnaires des territoires forestiers à impliquer le public dans leurs décisions, marquant le début d'une escalade vers une participation de plus en plus inclusive. Cette orientation politique peut être expliquée par différents éléments tels que : les pressions exercées par des organisations internationales de certifications (Cashore *et al.*, 2007) ou par l'opinion publique (Ministère des Ressources naturelles (MRN), 1999), ou encore par la progression du concept de gestion durable dont la participation est un enjeu central (Bouthillier et Roberge 2007).

Ainsi, dans les faits, le bureau régional du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) est responsable de la réalisation du plan d'aménagement forestier intégré sur terres publiques au Québec et a l'obligation légale de consulter certains groupes d'usagers (Kansa et Chiasson, 2017). Cependant, ces auteurs considèrent que cette forme de participation « consultative » reste assez vague et peu engageante sur l'échelle de participation d'Arnstein (1969). En effet, cette vision hétérarchique¹ de la gouvernance dans le milieu

¹ Structure d'organisation horizontale en opposition à la structure ascendante.

forestier québécois rencontre plusieurs freins à sa mise en œuvre, aussi bien à l'échelle nationale que locale, et son efficacité reste controversée (Chiasson *et al.*, 2011). Même si, avec le legs d'un pouvoir décisionnel aux citoyens, leur place est dorénavant plus active, le rapport de force reste largement en faveur de l'État et de l'industrie forestière, créant l'illusion d'un partage de pouvoir plus égalitaire (Chiasson *et al.*, 2011; Cinq-Mars et Fortin, 2007; White, 2003). Dans les faits, on pourrait finalement constater deux types de foresterie participative au Québec : une première dont l'objectif est de « rendre socialement acceptable une foresterie conçue pour répondre aux besoins en bois de l'industrie forestière », et une seconde qui vise à utiliser la participation comme un instrument délibératif de développement territorial (Bouthillier et Roberge, 2007). De plus, il est intéressant de rappeler que comme nous l'avons vu pour d'autres ressources naturelles, la démocratisation de la gestion forestière n'a pas forcément des impacts socio-environnementaux positifs sur l'ensemble des acteurs. Mohammed et Inoue (2014) présentent d'ailleurs un cas d'étude en forêt éthiopienne où les choix, pourtant issus d'un processus collectif, défavorisent les plus pauvres ou sont bénéfiques uniquement à court terme et donc peu durables. La décentralisation demande alors une analyse fine du contexte et des enjeux pour permettre d'adapter au mieux le mode de gouvernance (Mohammed et Inoue 2014).

La psychologie cognitive s'est également intéressée aux limites de l'action collective en GRN et a mis en évidence le rôle central des modèles mentaux (MM).

1.4 Un modèle mental partagé pour mieux gérer collectivement les ressources naturelles

Kenneth Craik (1943) conceptualise pour la première fois le processus de la pensée à travers l'utilisation de représentations mentales du réel (Jones *et al.*, 2011). En s'inspirant de ces travaux, Philip Johnson-Laird (1983) introduit le concept d'un MM,

temporaire et dynamique, construit à partir d'expériences passées, sur lesquelles reposeraient nos réflexions.

Lorsque la gestion d'une ressource naturelle est commune, les usagers interagissent et se positionnent en fonction de leur MM du système socioécologique (Étienne, 2013). Bien souvent, ceux-ci peuvent diverger, entraînant des négociations ou des conflits (Aarts, 1998). Lorsque le modèle mental est partagé, les intérêts individuels des parties prenantes font alors partie du système global, et par conséquent, l'échelle de réflexion, initialement centrée sur des problématiques individuelles s'élargit et s'intègre à la compréhension partagée du système. Ce processus cognitif explique notamment l'émergence d'un objectif commun prévalant sur les intérêts personnels des parties prenantes. Cet élément revient fréquemment dans la littérature comme étant un facteur de réussite des processus participatifs (Abanda *et al.*, 2016; Leclerc et Chiasson, 2013). Papadopoulos et Warin (2007) qualifient d'ailleurs cette forme d'organisation de « forum », en opposition à « l'arène », où les protagonistes défendraient leurs propres intérêts avant tout. On comprend donc pourquoi ces représentations individuelles jouent un rôle prépondérant dans le processus de décision collectif pour la GRN (Abel *et al.*, 1998). Et pourquoi il est nécessaire d'approfondir la compréhension fine des mécanismes de prise de décision chez l'humain pour expliquer leurs impacts sur les systèmes socioécologiques. C'est ce que nous proposons de faire grâce à l'étude de cas d'un projet de gestion participative de la forêt au Québec.

CHAPITRE II

L'INFLUENCE DES MODÈLES MENTAUX SUR LA DÉCISION COLLECTIVE DANS LE CADRE D'UN PROCESSUS PARTICIPATIF D'AMÉNAGEMENT FORESTIER

2.1 Introduction

Les enjeux mondiaux qui pèsent sur la gestion des ressources naturelles et notamment forestières (changements globaux, déplétion des ressources, conflits d'usages) ont fait émerger de nouveaux modèles de gouvernance plus participatifs (Krott *et al.*, 2014; Matarrita-Cascante *et al.*, 2019; Polasky *et al.*, 2011). Toutefois, bien que ces approches permettent d'améliorer l'acceptabilité sociale, elles font l'objet de critiques qui peuvent freiner leur adoption (Cornwall, 2008). Parmi ces critiques, la divergence de représentations individuelles des acteurs (ou des modèles mentaux (MM) en psychologie cognitive) est évoquée comme un facteur limitant intrinsèque au processus participatif (Biggs *et al.*, 2011; Dietz *et al.*, 2003; Étienne, 2013). En effet, le MM est un schéma complexe et dynamique de la réalité sur lequel reposent les choix des acteurs (Lynam et Brown, 2012). De plus, il permet, grâce à la communication, de développer une conception commune d'un problème (le MM partagé) et ainsi de s'entendre sur la décision à adopter (Biggs *et al.*, 2011; Converse *et al.*, 1993).

Pour Biggs *et al.* (2011) mettre en évidence le modèle mental partagé (MMP) lors de la conservation multipartite des ressources naturelles « est utile, car il informe sur le

degré auquel cette conceptualisation commune existe ». Toutefois, en pratique ces méthodes sont peu appliquées notamment parce que les MM sont complexes à extraire, à manipuler ou à délimiter (Jones *et al.*, 2011). Leurs dynamiques, leur évolution dans le temps ou encore leurs interactions sont encore mal connues, tant au niveau de l'individu que du groupe (Jones *et al.*, 2011; Lynam et Brown, 2012). Enfin, l'incertitude y est peu prise en compte, et ce, malgré son influence sur les décisions (Kahneman et Tversky, 2013) et son poids dans les problématiques environnementales (Polasky *et al.*, 2011).

Au fait de ces différents constats, l'étude proposée vise à déterminer des éléments clés du MM qui influenceraient l'attitude des parties prenantes vis-à-vis de l'aménagement de la forêt. Puis grâce à cela, nous pourrions identifier clairement les potentiels consensus et dissensus (en référence au MMP) et ainsi discuter à un accompagnement plus adapté du processus participatif.

2.1.1 Hypothèses de travail

Aux vues de la littérature, deux hypothèses sont proposées.

Pour déterminer l'influence des MM sur les décisions des acteurs et déterminer les répercussions possibles sur la décision collective, il faut pouvoir les caractériser. Un des préalables à cette étude consiste donc en l'extraction des MM des acteurs. Or comme nous l'avons évoqué plus tôt cette tâche demeure complexe. Les méthodes sont souvent difficiles à appliquer, le MM étant un objet flou, étendu, aux limites mal définies (Newell *et al.*, 2014). De ce fait, nous avons choisi de sélectionner des dimensions clés, qui aux vues de la littérature sur les MM, la GRN et les processus participatifs, influencent : 1) la décision individuelle face aux incertitudes apportées

par le climat et 2) la coopération entre les acteurs. Quatre dimensions ont ainsi été retenues et constituent une version simplifiée du MM (Mms, Figure 2-1).²

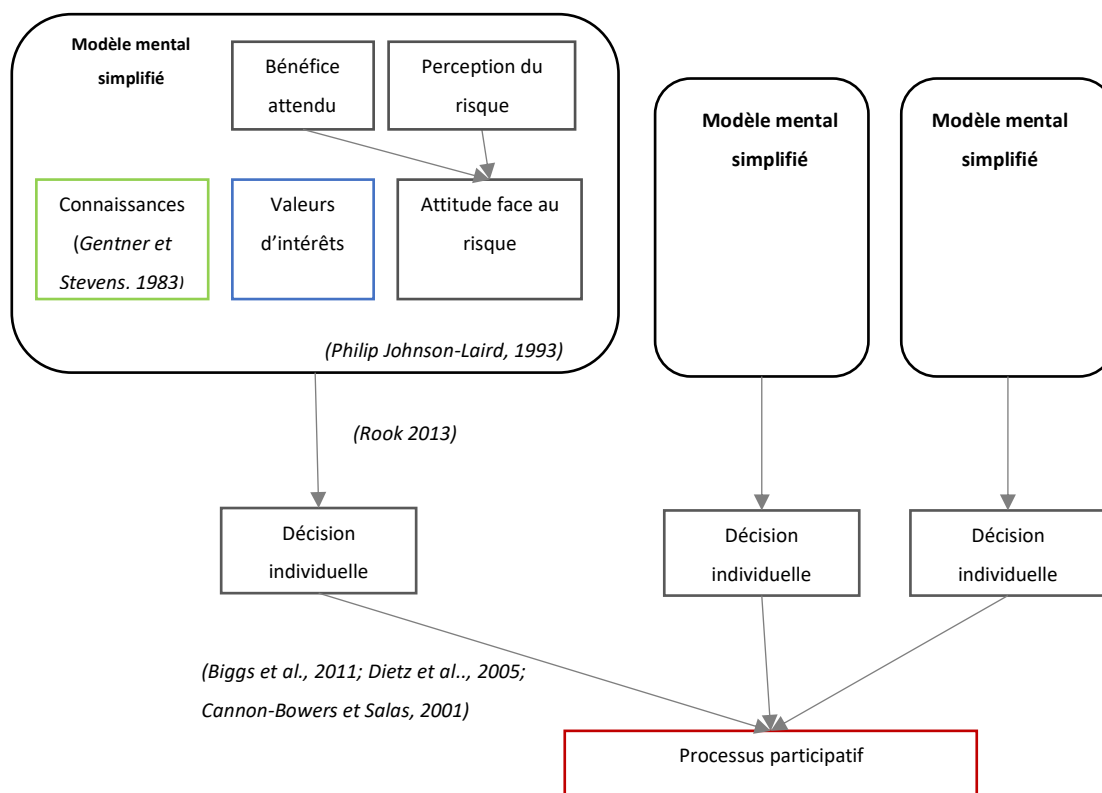


Figure 2-1 : Cadres conceptuels à partir duquel ont été élaboré les hypothèses de recherche

² Bien entendu, nous ne pensons pas qu'il soit possible de simplifier la complexité des MM mais l'utilisation du terme Mms nous permettra de désigner des éléments clés du MM qui ont une influence sur l'attitude des parties prenantes quant aux décisions d'aménagements forestiers, et ce, compte tenu du risque qu'induisent les changements climatiques.

Première hypothèse :

H₁ : Les valeurs d'intérêts, les connaissances des processus écologiques, la perception du risque et le bénéfice attendu de l'adoption d'un comportement sont des dimensions clés du MM qui influencent les décisions des acteurs (Figure 2-1).

Pourquoi avoir choisi ces dimensions ?

Tout d'abord parce que l'asymétrie de connaissances, les différences de valeurs et de perspectives d'un groupe d'acteurs et l'incertitude sont fréquemment présentées comme des obstacles majeurs à la réussite des processus participatifs en GRN (Barnaud et Van Paassen, 2010; Biggs *et al.*, 2011; Newell *et al.*, 2014).

De plus, les MM sont construits à partir de nos perceptions, nos compréhensions du monde ou encore notre expérience personnelle (Jones *et al.*, 2011). Les connaissances jouent donc un rôle central dans la construction du MM (Xiang *et al.*, 2013). D'ailleurs, certains auteurs essentialisent même le MM aux connaissances d'un système donné (sa structure, son comportement global, ses perturbations et leurs effets sur le système) (Stevens et Gentner, 1983) et aux opérations mentales nécessaires pour utiliser ces connaissances (les processus) (Merrill 2002). Enfin, lors de concertations, les connaissances échangées sont les vecteurs d'informations susceptibles de faire évoluer le MMP et donc permettent l'apprentissage social (Biggs *et al.*, 2011).

Les valeurs, quant à elles, sont par définition : « les principes ou les normes morales d'une personne ou d'un groupe social, un jugement personnel et généralement accepté, de ce qui est précieux et important dans la vie » (Diez *et al.*, 2003, puis repris par Biggs *et al.*, 2011). D'après ces auteurs, elles affectent donc directement la structure des MM et peuvent freiner l'apprentissage social (cf. Figure 2-2). L'étude des valeurs pour comprendre les comportements environnementaux est couramment utilisée en GRN

(Steg et Vlek, 2009) et elles sont considérées comme faisant partie des prédispositions psychologiques qui déterminent l'adoption de décisions et conditionnent ainsi l'action des individus (Newell *et al.*, 2014). Certains auteurs préconisent même d'intégrer les valeurs des parties prenantes à la planification forestière régionale (Ananda et Herath 2003).

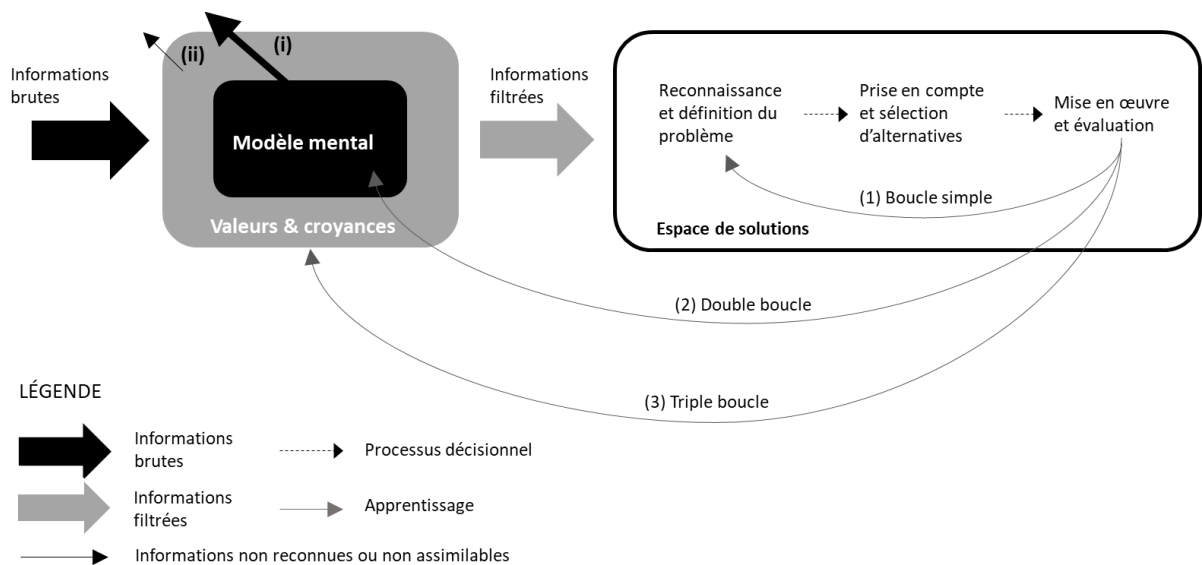


Figure 2-2 : Représentation de l'apprentissage à simple, double et triple boucle dans le modèle mental traduite de Biggs *et al.*, 2011. « Le modèle mental, informé par les valeurs et les croyances, agit comme un filtre et sélectionne les informations du monde réel. Le modèle mental, utilise les informations filtrées pour informer le processus décisionnel qui prend place dans l'espace de solution. Le processus décisionnel consiste en : la définition du problème, sa reconnaissance, son examen, puis par la sélection d'alternatives, la mise en œuvre et enfin par l'évaluation de la décision. (1) L'apprentissage fonctionne le plus souvent uniquement à partir du modèle mental existant, c'est l'apprentissage à simple boucle. Dans ce premier cas, la plupart de l'information nouvelle n'est pas reconnue et n'est pas intégrée au processus décisionnel (i) puisqu'elle est incompatible avec le MM; (2) L'apprentissage en double boucle implique un questionnement actif et l'adaptation potentielle du modèle mental. En double boucle, l'espace de solution augmente alors que l'information non reconnue et non assimilable se réduit (ii). (3) L'apprentissage en triple boucle entraîne une exploration active et l'adaptation des valeurs et croyances individuelles, et des attitudes idéologiques. Quand ces croyances sont questionnées et changées, le modèle mental s'altère pour s'ajuster au nouvel apprentissage. La réussite de l'apprentissage en triple boucle permet l'approche la plus inclusive des plans de conservation puisque l'espace de solution est

plus grand comme les valeurs et les croyances des acteurs sont activement questionnées et explorées » (Biggs *et al.*, 2011).

Le concept de valeur est donc essentiel dans le domaine de la GRN et pour notre étude puisqu'on les utilise « pour expliquer les motivations de base qui sous-tendent attitudes et comportements » (Schwartz 2006). Toutefois, ce concept n'est pas le même dans toutes les disciplines et ne fait pas forcément référence à la même chose (Schwartz, 2006). Dans son article Schwartz estime que « l'utilisation des valeurs en sciences sociales a souffert de l'absence de consensus concernant la conception des valeurs de base, leur contenu et la structure des relations qu'elles entretiennent les unes avec les autres ; elle a également souffert de l'absence de méthodes empiriques fiables permettant de mesurer les valeurs ». Le caractère interdisciplinaire de notre étude et des approches utilisées demande de définir clairement cet objet d'étude et de faire le pont entre le cadre conceptuel des valeurs en psychologie (qui fait référence par exemple à la structure de valeurs de bases proposée par la théorie des valeurs de Schwartz, 2005) et celui de la GRN et notamment de la forêt qui aborde la question de valeurs par la prise de la multifonctionnalité de la forêt (Gregersen *et al.*, 1997). De plus, au-delà de ces conceptions théoriques le fait est que la mise en évidence des valeurs de bases, qui sont en lien avec les décisions des acteurs, reste très compliquée (Schwartz 2006). Et ce, en raison notamment de l'interférence possible entre discours et action (cf. théorie de l'action) (Argyris et Schön, 1997) ou encore d'une certaine méfiance de la part des parties prenantes concernant les institutions et les enjeux de pouvoirs (excluant l'utilisation d'outils trop intrusifs par exemple les Portrait Values Questionnaire- PVQ ou Schwartz Value Survey (Schwartz 2006)). C'est pourquoi nous avons plutôt opté pour l'identification de valeurs liées aux contributions des forêts au bien-être humain (Gregersen *et al.*, 1997) qui couvrent des valeurs d'usage direct (à des fins de consommation ou non-consommation), indirect, d'option, de legs et

d'existence. Cette notion fait aussi référence au concept de services écosystémiques et de l'importance relative que chaque partie prenante accorde à ceux-ci. En effet, il existe différents types de services pour l'humanité que peuvent fournir les écosystèmes (d'approvisionnement, de régulation, de soutien et culturels). La notion de valeur attribuée aux services écosystémiques est largement utilisée dans les sphères scientifiques et politiques et pourtant différente en fonction des disciplines. Les travaux de Barnaud et al. (2011) abordent en détails ces différences et traitent de l'importance de repenser leurs limites.

Enfin, comme nous l'avons vu plus tôt, l'incertitude est un élément à considérer, souvent exclu du cadre d'analyse décisionnelle, qui permet de représenter la complexité psychologique qu'entraînent les changements climatiques (Newell *et al.* 2014).

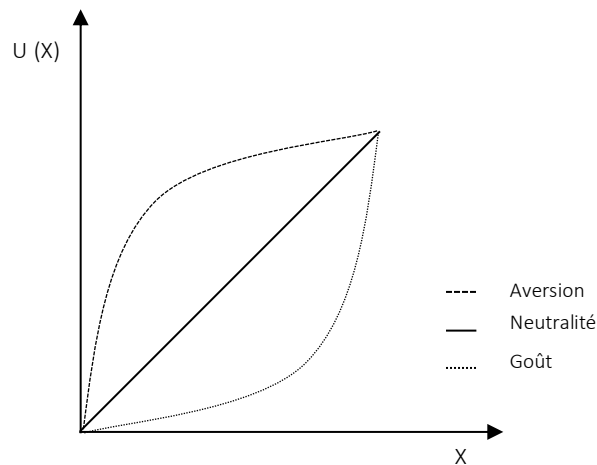


Figure 2-3: Modèle psychologique du risque-rendement représentant la fonction d'utilité $U(X)$ en fonction d'une variable d'investissement X . Dans le cas d'une aversion au risque, le retour sur l'investissement devra être plus élevé qu'en situation neutre pour que le choix d'investir se fasse. Adapté de (Weber *et al.*, 2002)

En effet, on constate des disparités dans la prise de décision en situation de risques et d'incertitudes ; on parle alors de différences d'attitude vis-à-vis du risque (Weber *et al.*, 2002). Les théories de la rationalité limitée et des prospectives (Tversky et Kahneman 1979, 1992) conceptualisent ces attitudes par des « fonctions d'utilités de forme différente avec différents degrés de concavité (convexité) pour expliquer l'aversion au risque » (Blais et Weber, 2006) (cf. Figure 2-3). Ces mêmes auteurs démontrent que l'attitude face aux risques découle de l'évaluation des conséquences probables de l'adoption d'un comportement risqué, en appréciant les avantages (bénéfices perçus) et les risques (risques perçus). C'est pourquoi nous avons sélectionné ces deux éléments pour faire partie de notre Mms.

D'après la littérature, ces dimensions interfèrent lors de décisions environnementales (Biggs *et al.*, 2011; Newell *et al.*, 2014). Somme toute, les connaissances constituent partiellement le MM. Les valeurs (ainsi que la vision du monde et les croyances) modèrent le MM en servant de référentiel. À partir de celui-ci, les connaissances sont organisées et/ou retenues (acquisition de connaissances). Enfin, l'incertitude affecte le MM et les connaissances, entraînant des biais cognitifs (heuristique, aversion, ancrage, maintien du *statu quo*). Toutefois, dans quelle mesure les visions du monde ou les valeurs l'emportent-elles sur l'éducation et les connaissances scientifiques pour développer des décisions et comportements pro-environnementaux ou coopératifs (Newell *et al.*, 2014)? Cela reste encore peu clair, tout comme la question de l'influence de l'incertitude dans la prise de décisions. En effet, certaines études mettent en évidence les effets de l'incertitude dans le processus décisionnel (effet du cadre, l'imprécision du MM), mais peu évoquent les interactions avec les valeurs et les connaissances des individus (Newell *et al.*, 2014). C'est en partie ce que nous essayerons de comprendre grâce à cette première hypothèse (H₁).

Deuxième hypothèse :

H₂ : La comparaison des Mms, en amont du processus participatif, permet d'identifier les zones de divergences et convergences (soit le MMP) en vue de créer un processus participatif adapté.

Comme nous l'avons évoqué plus tôt le développement d'une représentation partagée par les parties prenantes (MMP) permettrait une prise de décision plus consensuelle et objective. Toutefois, malgré les nombreuses méthodes et techniques développées pour caractériser et mesurer les modèles mentaux chacune a son lot de forces et de faiblesses (Stone-Jovicich *et al.*, 2011). Le modèle mental partagé, lui aussi reste difficile à éliciter. Et malgré son développement, peu d'études ont examiné en détail ce processus dans un contexte environnemental (Newell *et al.*, 2014). Et bien que l'émergence d'un MMP permette aux parties prenantes une meilleure compréhension mutuelle, elle n'induit pas forcément une plus grande précision des MM ni l'adoption de comportements coopératifs (Newell *et al.*, 2014). Dans notre cas nous utiliserons cette approche en amont du processus participatif dans l'optique : 1) d'adapter le processus participatif, 2) d'établir un état de comparaison *ex post* pour mesurer ses effets. L'étude de (Stone-Jovicich *et al.*, 2011) est un exemple concret de l'utilisation de l'approche des MM et de la caractérisation du MMP appliquée à la gestion des ressources naturelles et notamment de l'eau. Notre étude s'inspire donc de ces travaux avec un angle d'approche différent et unique en incluant de façon distincte les connaissances de certains processus écologiques et la dimension du risque.

En partant du principe que les dimensions du MM sélectionnées sont des dimensions clés qui permettent de mieux comprendre l'attitude des parties prenantes (H₁), comparer les MM des participants, comme le préconisent Biggs *et al.* (2011) nous permettra d'obtenir les similarités et différences au sein du groupe et donc d'extraire

les consensus et dissensus. À partir de ces résultats et aux vues de la littérature existante sur le sujet nous proposerons de mettre en lumière des points d'attention pour la concertation à venir du Parc Eco Laurentides et de discuter dans quelle mesure ils peuvent s'appliquer à d'autres cas d'études dans le milieu forestier.

Afin de répondre à la problématique en vérifiant nos deux hypothèses H_1 et H_2 , quatre objectifs ont été définis (Figure 2-4). Tout d'abord nous chercherons à 1) extraire les Mms des parties prenantes, à 2) vérifier s'ils influencent bien leurs choix d'aménagements, 3) les comparer afin d'en extraire le MMP et enfin 4) de discuter des répercussions sur le processus participatif. Chacun de ces objectifs seront développés dans la suite du mémoire.

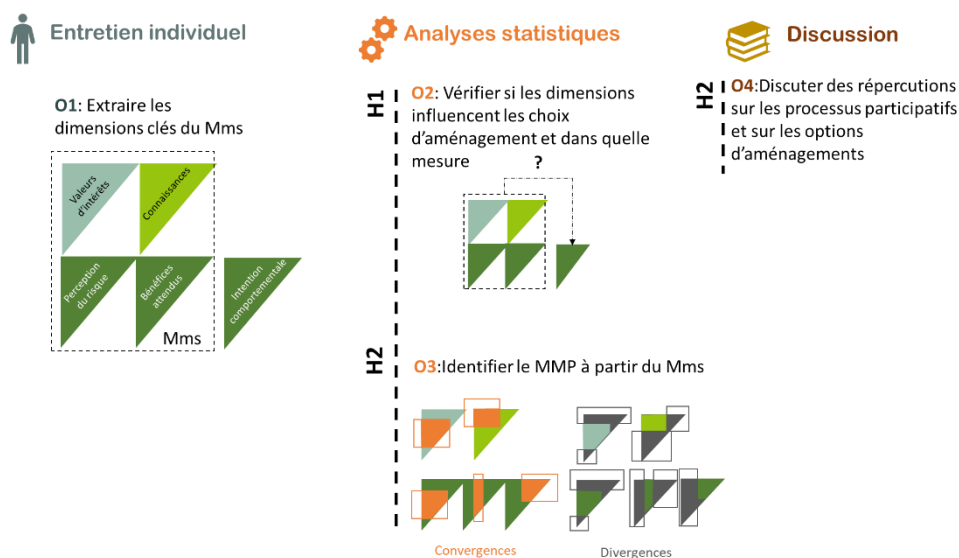


Figure 2-4: Objectifs de l'étude (O1, O2, O3 et O4). Les différentes dimensions du modèle mental simplifié sont représentées sous forme de triangles (« valeurs d'intérêt » en bleu clair, « connaissances »

en vert clair, « perception du risque », « bénéfices attendus » en vert foncé) et « l'intention comportementale » en vert foncé.

2.2 Matériel et méthode

2.2.1 Territoire d'étude et participants

St-Amour et Doyon (2016) ont fait une description et analyse précise du Parc Eco Laurentides. Les informations qui suivent sont tirées de leurs travaux. Le Parc Eco Laurentides, anciennement CTCL est situé dans la partie centre-sud de la Municipalité régionale de comté des Laurentides (MRC). Il est le plus grand TPI de la MRC (1789 ha). La forêt, principalement feuillue, recouvre 90% du territoire. Néanmoins, le potentiel forestier y est assez faible et l'intensité des coupes depuis 1987 est modérée (principalement en jardinage et coupe progressive irrégulière). Les 10% restant du territoire sont des milieux humides. Une multitude d'activités estivales sont offertes sur le territoire telles que le camping, la randonnée, la location d'embarcations, la pêche ou encore l'hébergement en refuges perchés. Les usagers viennent autant de Montréal que des environs proches. Les résultats de leur étude ont permis de dégager plusieurs facteurs socioécologiques qui conditionneraient les choix d'aménagements forestiers (voir Annexe A). Ceux-ci concernent notamment la conciliation des usages et l'impact des changements climatiques, deux thématiques importantes pour notre étude. Enfin, le niveau de conflit sur le territoire semble assez faible ce qui est un gage de stabilité pour l'établissement d'un projet de recherche-action de concertation pour l'aménagement multifonctionnel du territoire.

Les parties prenantes du projet de recherche-action ont été sélectionnées en fonction d'une typologie d'acteurs (Figure 2-5) réalisée à partir des enquêtes préliminaires, de recommandations faites par l'organisme de liaison local AGIR pour la Diable (St-Amour et Doyon, 2016) et sur un modèle d'échantillonnage de type boule de neige (Goodman, 1961). Chacun d'entre eux a un attachement propre au territoire (activité

professionnelle, loisir, riverains). Ils sont tous volontaires et leur implication repose uniquement sur la perspective de prendre part aux décisions lors des ateliers de concertation avec la MRC. Sur 15 personnes approchées par courriel, 12 ont accepté de participer aux entrevues.

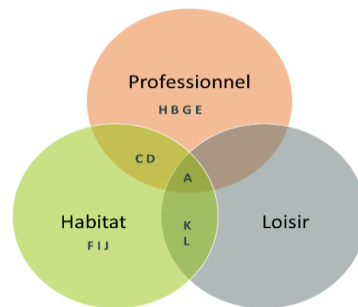


Figure 2-5: Typologie des acteurs en fonction de leur attachement au territoire réalisée à partir des entrevues préliminaires. Les lettres A à K définissent les participants. Certaines parties prenantes ont une activité professionnelle sur le territoire (commerce, gestionnaire du parc etc.); d'autres habitent et vivent à proximité du parc; enfin les dernières utilisent le parc uniquement pour leur loisir. Certaines personnes peuvent se retrouver dans différentes catégories (ex :C D A K L).

2.2.2 Collecte de données

Afin d'atteindre les objectifs présentés précédemment, des entretiens semi-directifs, structurés en trois tâches, ont été réalisés. Les deux premières tâches visaient à circonscrire les valeurs d'intérêts et les connaissances, à l'aide de la méthodologie Q (Brown, 1993). La troisième tâche avait pour but de caractériser l'attitude face aux risques, la perception du risque et le bénéfice attendu d'une situation, et ce, grâce à l'utilisation d'une version adaptée de l'échelle psychométrique DOSPERT : *Domain-Specific Risk-Taking* (Blais et Weber, 2006) (cf. Figure 2-6).

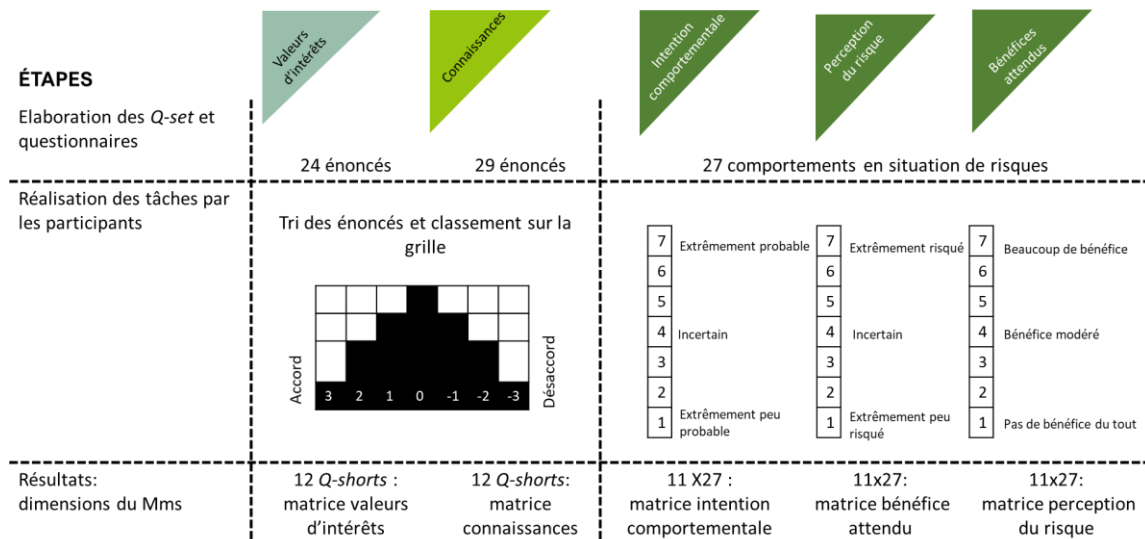


Figure 2-6: Étapes de caractérisation du Mms des parties prenantes en fonction de ses dimensions et de l'intention comportementale. La nature des données pour chaque dimension est présentée pour la première et dernière étape; la grille de tri de la méthode Q et les différents niveaux des échelles DOSPERT illustrent la deuxième étape.

2.2.2.1 Valeurs d'intérêts et connaissances

La méthode Q a été développée par William Stephenson (2003) afin de mettre en évidence les points de vue subjectifs d'un groupe d'individus, et ce dans le but de réduire leurs complexités en dégagant les archétypes de leurs principales représentations (Davies, 2017 ; Watts et Stenner, 2012). C'est une méthode considérée comme semi-qualitative (Baker *et al.*, 2006) appropriée pour questionner des participants sur leurs expériences personnelles, leurs valeurs et croyances et par conséquent, adaptée à l'identification des modèles mentaux (Stone-Jovicich *et al.*,

2011). Elle s'articule autour de trois étapes clés : 1) la construction d'énoncés (*Q-set*³), 2) leurs tris, 3) l'analyse factorielle de ces énoncés (Brown, 1993; Stephenson, 1953).

La construction de l'échantillon des énoncés (*Q-set*) est une étape cruciale, car elle délimite la dimension de la représentation mentale qu'on cherche à éliciter. Elle dépend donc de la question de recherche. Dans notre cas, puisque nous souhaitons, saisir la structure des opinions et non pas leur distribution au sein de la population, il est important que l'ensemble des énoncés représente la plus grande diversité de points de vue. Le choix des énoncés dépend donc d'un échantillonnage raisonné (Kuhne *et al.*, 2008). Et cette méthode ne nécessite pas un nombre important de participants si l'échantillon permet de saisir l'intégralité des perspectives (Watts et Stenner, 2012). De plus, pour des raisons statistiques le nombre de participants doit être inférieur au nombre d'items du *Q-set*. Enfin, la façon dont les énoncés sont présentés est également cruciale pour éviter les nombreux biais cognitifs.

Lors du tri, chaque participant est amené à classer l'ensemble des énoncés selon un degré d'accord (échelle discrète allant du fort désaccord au fort accord). Le résultat de cette étape de classification forme le *Q-short* ou tri (cf. Figure 2-7) (Watts et Stenner, 2003). Celui-ci représente la perception générale qu'a le participant de la dimension explorée et c'est cette approche holistique qui fait la particularité de cette méthode.

Enfin, les *Q-shorts* de tous les participants sont rassemblés dans l'étape 3, grâce à l'analyse factorielle. Cette analyse multivariée permet ainsi de faire ressortir les

³ Il s'agit de l'ensemble des énoncés soumis au classement (cf. Figure 2-7). Exemple : pour évaluer l'aménagement du CTEL, le répondant dispose de 24 énoncés. Donc l'échantillon $Q = 24$. (Gauzente, 2005)

convergences et divergences de représentations dans le groupe (Curry *et al.*, 2013). Les paragraphes qui suivent expliquent comment ces trois étapes ont été réalisées pour cette étude.

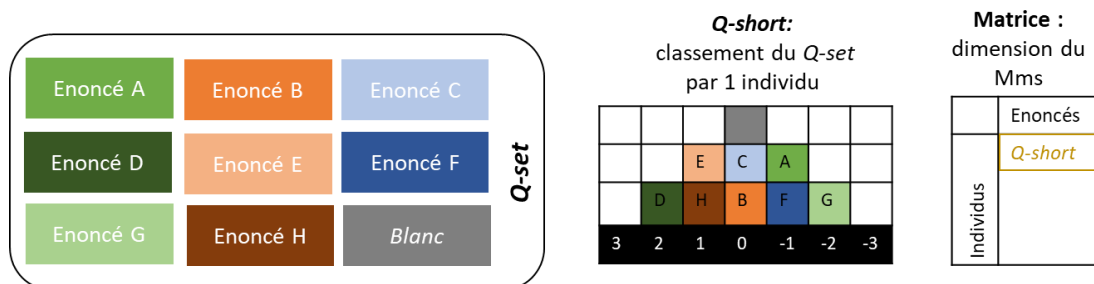


Figure 2-7: Illustration de la relation entre Q-set, Q-short et dimension du Mms

Deux Q-sets ont été constitués ; visant à caractériser respectivement 1) les valeurs d'intérêts des parties prenantes en lien avec leur appréciation des services écosystémiques fournis par le territoire et 2) les connaissances scientifiques sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

La constitution du premier Q-set relatif aux valeurs d'intérêts des parties prenantes a été réalisée en suivant les instructions proposées par McKeown et Thomas (2013) et à partir d'une analyse de contenu thématique des entrevues préliminaires menées en 2015 (Chion, 2015) et 2018 (Bissonnette, 2019) sur le territoire et des résultats de l'atelier de co-construction mené par Clément Chion et Frédérik Doyon d'après la méthode ARDI (Acteurs, Ressources, Dynamiques et Interactions) (cf. Etienne 2009). Cette analyse a permis de caractériser les points de vue des participants quant aux missions du Parc Eco Laurentides, à son aménagement forestier et aux types d'usages du territoire. Sur cette base ont été sélectionnées des unités sémantiques contradictoires ou récurrentes, plus ou moins polarisées et ce jusqu'à saturation de nouvelles perspectives (Guillemette, 2006). Les énoncés de ce premier Q-set sont présentés en

Annexe B. La Figure 2-8 résume la méthode utilisée pour construire les différents matériaux d'enquête.

Le deuxième *Q-set*, relatif aux connaissances scientifiques du groupe, a été construit en identifiant les processus écologiques et biologiques pertinemment associés aux différents points de vue des participants représentés dans le premier *Q-set* (cf. Figure 2-8). Une enquête téléphonique sur les valeurs forestières des résidents des régions de la Capitale-Nationale et du Saguenay–Lac-Saint-Jean réalisée en 2008 pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Roy, 2008) a également permis de compléter ce *Q-set* avec des énoncés plus généraux sur les processus écologiques de la forêt Québécoise. On peut trouver ceux-ci en Annexe C.

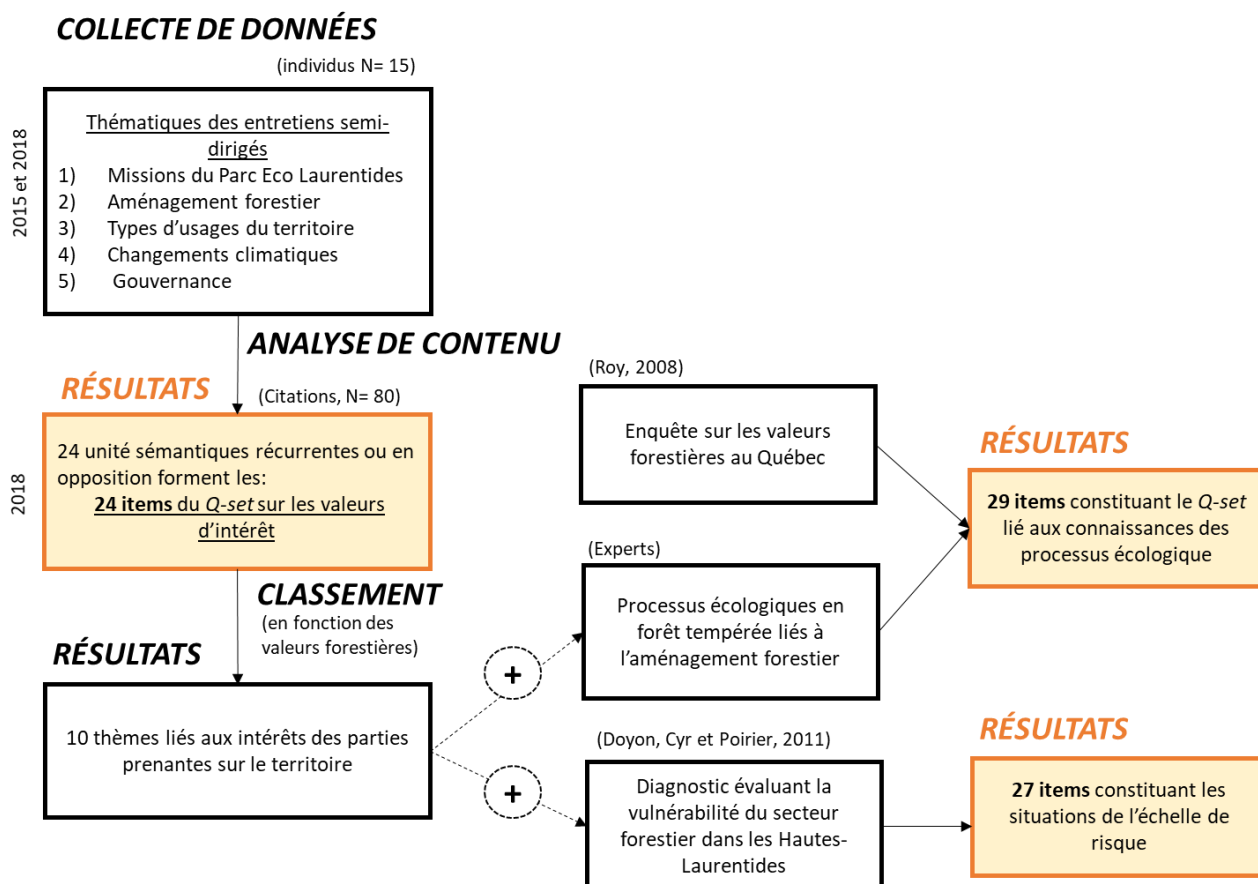


Figure 2-8: Méthode de création des Q-set et de l'échelle de risque. Les encadrés orange correspondent aux résultats (Q-set et échelle de risque). Les autres résultats sont des résultats intermédiaires.

Enfin, deux grilles de classification en pyramide inversée (Figure 2-9) ont été élaborées en fonction du nombre d'énoncés pertinents (Watts et Stenner, 2012). Dans l'optique de ne pas trop contraindre les choix des participants dans cet exercice de tri, 7-8 % des énoncés sont blancs⁴ afin d'offrir des *jokers* aux participants. Cette configuration de distribution semi-standardisée résulte du compromis entre une distribution libre, qui a

⁴ Concrètement ces énoncés sont des cartes vides. Leur prise en compte permet d'utiliser le logiciel PQmethod tout en laissant un peu plus de liberté aux participants dans la grille.

pour avantage de minimiser les choix « par défaut » des participants (Bolland, 1985; Brown, 1971), et la distribution fermée qui facilite l'analyse statistique et le choix pour les participants (Watts et Stenner, 2012).

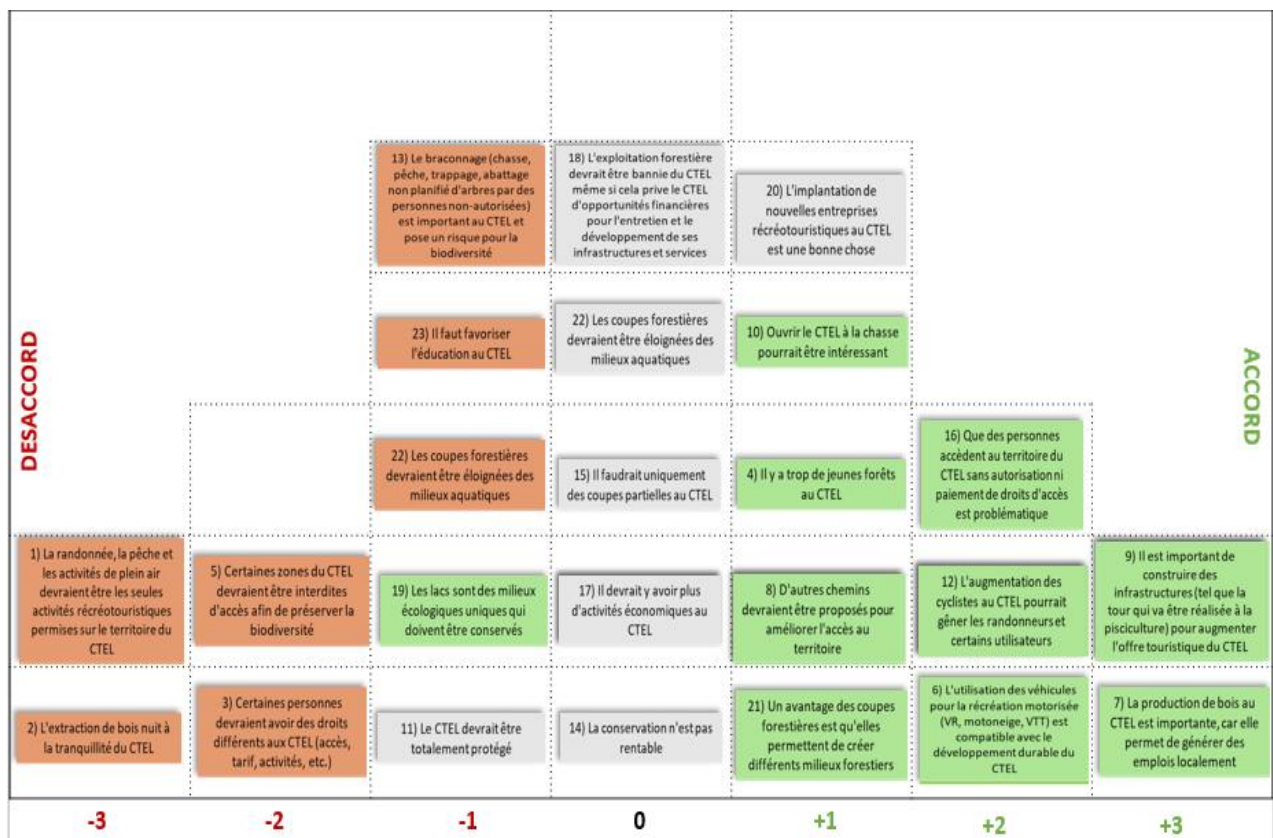


Figure 2-9: Exemple de Q-short complété. Les 2 énoncés « blancs » ont été classés dans la catégorie en désaccord (-2) par les participants. Les couleurs des énoncés représentent le classement initial (sans contraintes) des énoncés. Tous les énoncés verts étaient à l'origine dans la catégorie « accord », les énoncés rouges dans la catégorie « désaccord » et les énoncés gris « incertain ».

Avant de procéder avec les parties prenantes du Parc Eco Laurentides, un essai a été réalisé auprès d'étudiants gradués en sciences naturelles de l'UQO pour tester la démarche et s'assurer de la clarté des directives et des énoncés proposés.

Lors de la tâche de classification, les énoncés ont été classés dans la grille de façon itérative en fonction du degré d'accord des participants (Brown, 1980; McKeown et Thomas, 1988). Les choix effectués pendant la tâche ont été commentés par le participant permettant à l'enquêteur d'orienter l'entrevue et de questionner le participant sur certains éléments saillants afin de caractériser son MM. Enfin, une fois le *Q-short* produit par le participant, la dernière étape a été d'insister sur les énoncés extrêmes (3 ; -3) et/ou neutres (0) (Figure 2-9) afin de bien comprendre le positionnement du participant. Tous les entretiens ont été enregistrés, avec l'accord des participants, pour pouvoir revenir sur les justifications des choix effectués lors de la classification. La majorité des entrevues se sont déroulées dans les locaux de la MRC, deux ont eu lieu dans d'autres lieux publics et un en visioconférence avec un support informatique Flash Q (Hackert et Braehler 2007). Enfin, toutes les entrevues se sont déroulées de la façon la plus homogène possible.

2.2.2.2 Attitude face au risque, perception du risque et bénéfice attendu

L'échelle DOSPERT présentée par Blais et Weber (2006) est constituée de trois sous échelles (cf. Figure 2-6). Une première échelle mesure « l'intention d'adopter un comportement face au risque ». Pour cela les participants devaient répondre à la consigne : « *Pour chacune des phrases suivantes, veuillez indiquer la probabilité que vous preniez part à l'activité spécifiée ou que vous adoptiez le comportement spécifié si vous vous retrouviez dans la situation décrite* », l'échelle allant de 1 (extrêmement peu probable) à 7 (extrêmement probable). La seconde échelle évalue la « perception du niveau de risque » et est également mesurée sur une échelle de notation en 7 points allant de 1 (pas du tout risqué) à 7 (extrêmement risqué). Enfin, la dernière échelle mesure le bénéfice que la situation peut apporter au participant d'après lui, allant de 1 (aucun bénéfice) à 7 (très fort bénéfice) pour cela la consigne était : « *veuillez indiquer combien de bénéfices chacune des situations suivantes vous apporterait* ». Chaque participant réalise ainsi trois évaluations autodéclarées permettant de saisir leurs

attitudes face au risque (Blais et Weber, 2006). Les scores des trois échelles permettent ainsi d'identifier pour une situation bien précise, l'attitude face au risque, la perception du risque et les bénéfices attendus.

L'échelle originale DOSPERT a été construite dans le but d'évaluer l'attitude générale des répondants en situation risquée dans 5 domaines différents. Afin d'adapter cette méthode aux enjeux forestiers qui nous intéressent, une nouvelle échelle, appelée échelle de risque, a été créée sur le même modèle (*cf.* Figure 2-8). Pour cela, la première étape a consisté en l'identification de situations potentiellement risquées pour la forêt du Parc Eco Laurentides. Ces situations découlaient d'un diagnostic évaluant la vulnérabilité du secteur forestier dans les Hautes-Laurentides face aux impacts des changements climatiques (Doyon, Cyr, et Poirier 2011) réalisé à partir d'ateliers avec les acteurs du secteur. La majorité des situations (25) traitent des éléments d'aménagement spécifiques et les deux dernières abordent des questionnements plus généraux (Annexe D). En raison de la difficulté de différencier le risque écologique du risque économique, l'ensemble des situations ne sont pas réparties de façon homogène entre chaque domaine de risque. Bien souvent, les CC ont des conséquences écologiques qui ont des répercussions économiques. Afin de clarifier au mieux chaque situation, les risques ont été clairement explicités lors des entretiens.

La tâche débute par la présentation des échelles, ce temps est nécessaire pour s'assurer de la bonne compréhension de l'exercice par les répondants. Comme pour les tâches de classification de la méthode Q, il est demandé aux participants de commenter et justifier au fur et à mesure leurs choix. L'enquêteur peut être amené à approfondir la discussion en fonction des réponses. Les entretiens sont enregistrés de façon à vérifier les scores et à revenir sur les témoignages complets après analyse des résultats.

2.2.3 Analyse des données

La caractérisation des dimensions du Mms des parties prenantes nous a permis d'extraire cinq matrices (cf. Figure 2-6).

Tableau 2-1: Récapitulatif des variables de l'étude.

Définition de la variable	Libellé des variables	Nature de la variable	Collecte de données	Analyse statistique
Attitude des parties prenantes concernant l'aménagement forestier face à des situations risquées	Intention comportementale	- Matrice -Notes/ situations	Échelle de risque	1.Variable dépendante des tests de Mantel et régression logistique 2.Analyse des scores pour MMP
Niveau de perception du risque concernant l'aménagement forestier face à des situations risquées	Perception du risque			1.Variables indépendantes tests de Matel et régression logistique 2.Analyse des scores pour MMP
Niveau de bénéfices attendus de l'adoption d'une action/ comportement d'aménagement forestier face à des situations risquées	Bénéfices attendus			
Préférences entre les valeurs multifonctionnelles de la forêt	Valeurs d'intérêt	-Matrice -Notes/ énoncés	Classement d'énoncés	1.Variables indépendantes tests de Matel et régression logistique 2.Analyse factorielle
Niveau de connaissances de processus écologiques liées aux enjeux forestiers du territoire	Connaissances	-Matrice -Notes/énoncés		

À partir de ces dimensions nous avons, dans un premier temps, évalué l'influence des valeurs d'intérêts, des connaissances, de la perception du risque et du bénéfice attendu sur l'attitude des parties prenantes face aux choix d'aménagement forestier en situation risquée à l'aide de tests de permutation de Mantel (H_1). La variable dépendante est appelée intention comportementale. Ce choix a été fait en référence aux consignes de la version française de l'échelle DOSPERT, mais également pour permettre une compréhension rapide et globale de l'objet d'étude. Nous sommes toutefois conscients que nous ne mesurons pas ni l'intention, ni le comportement, mais bien l'attitude des parties prenantes concernant des situations bien précises. Le détail des variables utilisées est présenté dans le Tableau 2-1.

Dans un second temps, nous avons cherché à comparer toutes les dimensions du Mms des parties prenantes afin d'en extraire les divergences et les convergences qui serviront notre discussion (H₂). Pour cela, nous avons réalisé 2 analyses factorielles en mode Q (méthodologie Q) : une à partir des valeurs d'intérêts et une autre à partir des connaissances des processus écologiques. Ce type d'analyse rappelle la méthode de « consensus analysis » développée en anthropologie cognitive utilisée par (Stone-Jovicich *et al.*, 2011) pour « analyser les données qualitatives d'entretiens semi-structurés, des tris et des questionnaires afin de tester quantitativement le degré de partage et la diversité des modèles mentaux ». Ainsi l'utilisation de méthodes d'analyse multivariée nous permet de traiter avec la nature complexe et difficile à cerner des modèles mentaux. Une des grandes différences avec les travaux de Stone-Jovicich *et al.*, 2011, est que nous avons inclus la notion de connaissances et de risque dans notre analyse. Enfin, l'analyse statistique des dimensions liées au risque est un peu différente, puisque nous avons tout d'abord caractérisé l'attitude des parties prenantes grâce à un modèle de régression logistique ordinaire suivi d'une analyse plus détaillée appuyée sur des statistiques descriptives afin de mettre en évidence les positionnements et les divergences en fonction des situations. Chaque analyse est détaillée dans les sections suivantes.

2.2.3.1 Liens entre les dimensions du modèle mental évaluées : Test de Mantel

Les tests de permutation de Mantel (1967) ont été réalisés pour chacune des combinaisons de paires entre ces cinq dimensions du MM afin de mettre en évidence celles qui étaient significativement corrélées. Ainsi, si une dimension du modèle mental est corrélée positivement à une autre, cela revient à dire que ceux qui possèdent la même vision pour la première dimension ont de fortes chances de penser de la même manière pour la seconde qui lui est corrélée. Le test de Mantel expérimente la significativité d'une relation entre des matrices de dissimilarité (Legendre et Fortin 1989). Ainsi, pour chaque dimension une matrice de similarité (1 - distance euclidienne)

entre les répondants a été calculée. De plus, le test partiel de Mantel peut être utilisé pour examiner le rôle des covariables (Smouse *et al.*, 1986). Afin de déterminer les dimensions qui influencent le plus l'attitude des parties prenantes, une sélection de modèles pas-à-pas ascendante basée sur le R^2 a été réalisée telle que décrite par (Legendre *et al.*, 1994). À partir de cette première exploration, plusieurs régressions sur les distances des matrices, validées par des tests de permutation (1000) sur les paramètres de régression, nous ont permis d'identifier le modèle prédictif de l'attitude des parties prenantes le plus adapté (Legendre *et al.*, 1994).

Pour cela, nous avons commencé avec la matrice la plus fortement corrélée à notre variable dépendante : l'intention comportementale. Chaque ajout de variable améliorant le R^2 et dont la probabilité associée demeure inférieure à 0.05 est conservée. Enfin, en cas d'égalité des R^2 la sélection du meilleur modèle s'est faite à partir de la plus faible probabilité de R^2 puis par principe de parcimonie. Les résultats sont présentés par le biais d'un diagramme de corrélation (Leduc *et al.*, 1992; Zmyslony et Gagnon, 2000).

2.2.3.2 Identification du MMP : divergences et convergences des Mms

2.2.3.2.1 Valeurs d'intérêts et connaissances des processus écologiques : méthode Q

La méthode Q peut être vue comme une adaptation de l'analyse factorielle de Spearman en mode Q (McKeown et Thomas, 2013) (cf. Figure 2-10). Les 12 *Q-shorts* produits lors de la phase d'entretien ont été corrélés sur la base de leurs similarités. À partir de cette matrice d'association, une analyse factorielle, a été réalisée à partir du logiciel *PQMethod* (Schmolck 2002) permettant la réduction du nombre de variables grâce au calcul de la matrice des contributions factorielles (Kuhne *et al.*, 2008).

Le caractère exploratoire de l'étude a orienté les choix méthodologiques d'extraction des facteurs vers une analyse par centroïdes (Brown, 1980; Harman, 1976). Seuls les facteurs respectant le critère de détermination de Kaiser-Guttman (valeur propre supérieure à 1,00) (Guttman, 1954; Kaiser, 1960) et la règle d'Humphrey⁵ présentée par Brown (1980) ont été retenus pour la suite de l'analyse. De plus, une rotation des facteurs de type *varimax* a été effectuée afin d'optimiser le regroupement des *Q-shorts* associés (Davies, 2017). Les *Q-shorts* significativement corrélés et dont le *coefficient de saturation* (issu de la matrice des contributions factorielles) est supérieur à 0,60 (comme le préconise Brown (1980)) ont été compilés à partir de la moyenne pondérée des scores pour créer un nouveau *Q-short* : appelé *factor array* ou tri de synthèse. Ce mode de calcul implique que plus le *Q-short* est corrélé au facteur, plus il influence le tri de synthèse. (Brown, 1980; Watts et Stenner, 2012).

L'analyse à partir de ce tri de synthèse est plus aisée et renvoie à la nature holistique de l'analyse Q, qui se distingue d'une analyse atomistique classique par variable ou items (Watts et Stenner, 2003). Par ailleurs, cette approche correspond à celle des modèles mentaux qui représentent le système mental dans son entièreté et non pas comme la somme de ses composantes (Jones *et al.*, 2014).

Afin d'interpréter les résultats de la méthode Q, une sélection des énoncés clés a été réalisée. Pour cela, et pour chaque perspective, les énoncés du tri de synthèse présentant la plus haute valeur absolue ou étant supérieurs aux tris de synthèse des autres groupes ont été conservés. À partir de cette sélection et du contenu des entrevues, un travail de compilation et d'interprétation a permis de faire émerger la vision des sous-groupes.

⁵ Seuil calculé à partir de l'équation de Brown cité dans Watts et Stenner (2012) : $S = 2,58 \times (1/\sqrt{k})$. S=seuil de significativité des facteurs ; k = nombre d'items du *Q-set* (26)

Ainsi, à chaque tri de synthèse correspond une perspective différente qui résulte de la compilation des *Q-shorts* significativement corrélés au facteur.

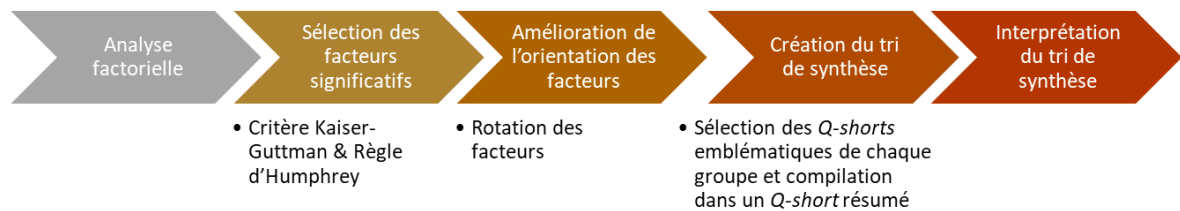


Figure 2-10: Étapes analytiques de la méthodologie Q employées dans cette étude.

2.2.3.2.2 Attitudes face aux risque, perception du risque et bénéfice attendus

Deux types d'analyses ont été réalisées à partir des données recueillies grâce aux résultats de l'échelle de risque.

Une première phase nous a permis de caractériser l'attitude générale du groupe face aux risques perçus induits par les changements climatiques. Pour cela, rappelons que l'échelle DOSPERT repose sur les modèles psychologiques du risque-rendement, utilisés en finance (Markowitz, 1959) (voir Bell, 1995; Jia et Dyer, 1997; Sarin et Weber, 1993 ; cité dans Blais et Weber 2006). Le choix d'adopter un comportement vis-à-vis d'une situation risquée peut ainsi être conceptualisé comme l'issue du compromis entre les bénéfices que procurerait ce choix et le risque émanant de la situation (défini en finance par sa variance). En outre, les modèles psychologiques du risque-rendement caractérisent le risque comme une variable propre à chaque individu et dépendante du contexte (Thompson, 2009). Ce qui explique pourquoi, Weber *et al.* (2002) ont choisi de caractériser le risque par la perception du risque des agents.

En résumé, l'attitude face à une situation risquée S peut être formulée de la manière suivante :

$$\text{Attitude (ou intention comportementale) } (S) = a(\text{Bénéfice espéré } (S)) + b(\text{Risque perçu}(S)) + c$$

Les coefficients a et b étant respectivement assimilés à : l'attitude de la partie prenante face au bénéfice espéré (a) et à son attitude face au risque perçu (b) (Brant, 1990; McCullagh, 1980, cité dans Richert, 2017). Enfin, l'estimation du coefficient b grâce à la régression linéaire a permis d'obtenir l'attitude face au risque perçu des parties prenantes, interprétable comme suit :

- $b > 0$ propension à la prise de risque,
- $b < 0$ aversion au risque,
- $b = 0$ comportement neutre face au risque.

Pour éviter toute confusion dans la suite du document, nous distinguerons l'« attitude » que nous avons renommée « intention comportementale » et le coefficient b qui représente « l'attitude face au risque perçu ». L'intention comportementale correspondant à la décision des participants fondée sur la description de la situation (Hertwig *et al.*, 2004). Cette variable qui est notre variable dépendante ne caractérise pas le comportement, mais bien l'attitude des parties prenantes. Alors que le coefficient b est estimé à partir des données collectées. Rappelons également que les dites situations font référence aux risques qui pèsent sur la forêt du Parc Eco et sur les options d'adaptation.

Afin de respecter la nature qualitative et ordinale de nos données, nous avons choisi d'utiliser une régression logistique polytomique à variable dépendante ordinale avec Logit cumulatif.

Les possibles problèmes de multicollinéarités ont été vérifiés et aucune corrélation ne dépasse le seuil de 0,80. Toutes les analyses ont été réalisées à partir du logiciel R avec le package *VGAM*. Enfin, afin de s'assurer de la pertinence de nos variables dans le modèle, une sélection de variables a été réalisée à partir de l'analyse de la déviance.

La seconde partie de l'analyse est plus descriptive et vise à caractériser le positionnement des participants par rapport aux différentes situations et à mettre en évidence les consensus et divergences au sein du groupe. Pour ce faire, le calcul des moyennes des scores (Joubert *et al.*, 2015) et la reclassification des modalités des échelles en trois catégories (désaccord, neutre, accord) a permis de caractériser pour chaque situation le positionnement du groupe pour la perception du risque, le bénéfice attendu et l'intention comportementale. Cela a également permis d'identifier les situations extrêmes. Enfin, le calcul des écarts-types de Pearson a permis d'identifier les situations avec la plus grande variabilité de réponses pour chacune de nos variables (Joubert *et al.*, 2015).

2.3 Résultats

2.3.1 Connaissances, valeurs d'intérêts, perception du risque et bénéfice attendu sont-ils liés et influencent-ils l'intention comportementale des parties prenantes ?

On constate que les connaissances des processus écologiques et le bénéfice attendu sont les seules dimensions qui sont significativement corrélées de façon directe avec l'intention comportementale (respectivement $r = 0,42$ et $0,38$) (Figure 2-11). Ce résultat nous enseigne que les personnes qui partagent le même modèle mental du point de vue des connaissances écologiques sur le fonctionnement de la forêt ou bien concernant le bénéfice attendu d'adopter une mesure d'adaptation aux changements climatiques vont partager la même attitude face aux risques. Cependant, on voit aussi que la perception du risque et les connaissances ont une influence indirecte sur l'attitude, dérivée de l'influence qu'elles ont sur le bénéfice attendu. Enfin, il est intéressant de constater l'absence de lien significatif pour la dimension des valeurs d'intérêts.

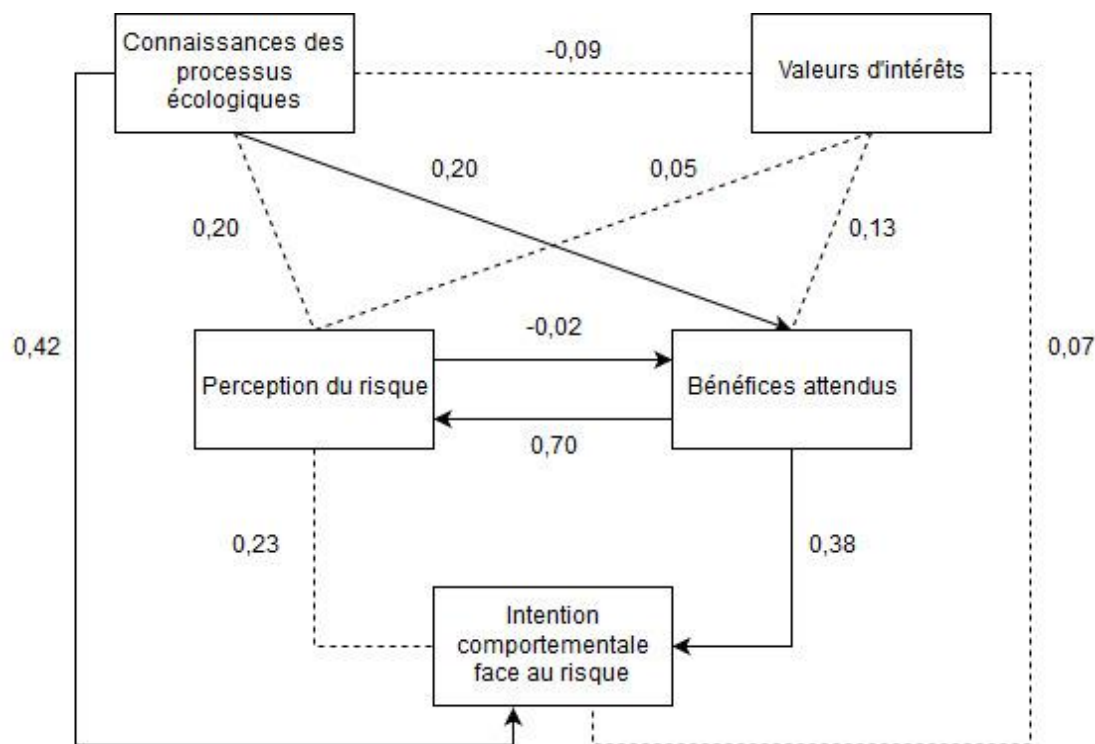


Figure 2-11: Diagramme de corrélation des dimensions du Mms (connaissances, valeurs d'intérêts, perception du risque et bénéfice attendu) et de l'intention comportementale. Les coefficients de Mantel significatifs au seuil Bonferroni-corrigé $\alpha = 0,008$ sont représentés par les traits pleins. Les relations non significatives sont illustrées en pointillés. Les graphiques associés montrent la magnitude de la corrélation de Mantel avec 95% de limite de confiance pour chaque valeur. Le sens de la flèche indique le sens de l'influence. L'absence de flèche indique une relation dans les 2 sens.

De plus, les tests de Mantel partiels nous permettent de mettre en évidence la part relative des différentes dimensions dans chaque relation. On constate alors que la connaissance des processus écologiques tient une part importante dans la prise en compte du bénéfice attendu (coefficient partiel 0,20) alors que la perception du risque a une influence très faible (-0,02). De plus, on constate que le bénéfice attendu

influence fortement (0,70) la perception du risque par rapport à l'intention comportementale.

Tableau 2-2: Procédure de sélection des variables (matrices) optimales pour caractériser l'intention comportementale des participants. Les paramètres du modèle (Std.b) correspondent aux coefficients de régression partielle. Les probabilités (P) sont unilatérales et calculées après 999 permutations de la variable dépendante.

	Étape 1		Étape 2		Étape 3		Étape 4	
Variables (matrices)	Std.b	P	Std.b	P	Std.b	P	Std.b	P
Ordonnée à l'origine	5,07	0,98	3,98	1	1,84	0,99	1,91	0,98
Connaissance	0,90	0,04	—	—	0,30	0,28	0,29	0,28
Bénéfice attendu	—	—	0,75	0,01	0,71	0,01	0,71	0,01
Perception du risque	—	—	—	—	—	—	-0,01	0,93
R ²	0,1719		0,6280		0,6433		0,6433	
Probabilité	0,04		0,01		0,01		0,01	

À partir des liens entre matrices significatifs au test de Mantel (Figure 2-11) nous avons vérifié le modèle le plus adapté pour comprendre l'adoption de comportement d'adaptation aux CC par les parties prenantes. La procédure de sélection de variables pas-à-pas ascendante décrite dans le Tableau 2-2 nous permet de conclure que le modèle qui explique significativement la plus importante part de la variance et respecte

le principe de parcimonie correspond à l'étape 3. En effet, celui-ci comprend les matrices des connaissances et du bénéfice attendu et explique 64% de la variance d'adoption de comportements. Le calcul des estimés de la régression nous permet d'affirmer que la matrice du bénéfice attendu ($\text{Std.b}=0,71$) influence 2,4 fois plus l'intention comportementale que les connaissances des processus écologiques ($\text{Std.b}=0,30$).

L'hypothèse selon laquelle les quatre dimensions qui constituent ce que nous avons appelé le modèle mental simplifié (valeurs d'intérêts, connaissances, perception du risque et bénéfice attendu) influencent l'attitude des parties prenantes est seulement en partie validée. En effet, ces résultats nous permettent d'affirmer que les connaissances des processus écologiques et le bénéfice attendu ont un lien de causalité direct sur l'attitude des parties prenantes alors que la perception du risque n'a qu'un lien de causalité indirecte et que les valeurs d'intérêts telles que caractérisées dans notre étude n'ont aucune incidence.

Toutefois, étant donné que la littérature semble consensuelle sur l'importance des valeurs dans les décisions des parties prenantes nous conserverons cette dimension pour la suite des analyses et discuterons ce résultat.

2.3.2 Identification du MMP grâce à la comparaison des dimensions du Mms des parties prenantes

2.3.2.1 Valeurs d'intérêts : résultats de la méthode Q

Les deux premiers facteurs ayant des valeurs propres supérieures à 1 expliquent 35% de la variance (Tableau 2-3). Huit *Q-shorts* sont significativement associés à l'un des deux facteurs et un neuvième est très proche du seuil de significativité d'Humphrey (0,51). Les trois derniers *Q-short* sont non-significatifs. Cela signifie que les représentations de ces trois parties prenantes ne seront pas prises en compte dans

l'analyse. Six *Q-shorts* sont pris en compte dans la création du tri de synthèse P1 dont trois principaux avec un coefficient de saturation supérieur à 0,60. Le tri de synthèse P1 résume ainsi la vision de six parties prenantes (groupe 1). Le tri de synthèse de P2 est lui construit à partir de seulement trois *Q-shorts* dont deux ont un coefficient de saturation supérieur à 0,60. Cela signifie que le groupe 2 est composé de trois parties prenantes qui partagent la vision du facteur P2 et qui est résumée par le tri de synthèse P2. Enfin, aucun *Q-short* n'est confondu, soit significatif sur les deux axes en même temps. Et les facteurs P1 et P2 sont faiblement corrélés entre eux (coefficient de Pearson $r = 0,36$) ce qui garantit leur spécificité.

Tableau 2-3. Valeurs propres, variances et corrélations des facteurs estimés de l'analyse Q

Variables		Facteur P1	Facteur P2
Valeurs propres		2,67	1,58
Variance (%)		22	13
Variance cumulée (%)		22	35
Nombre Q-shorts significatifs	* 3 non significatifs	6	3

2.3.2.1.1 Caractérisation des sous-groupes (P1 et P2)

Le facteur P1, a une valeur propre de 2,67 et explique 22% de la variance à lui seul (Tableau 2-3) et le facteur P2 a une valeur propre de 1,58 et explique 13% de la variance commune.

L'interprétation des tris de synthèse (cf. Figure 2-12 et Annexe E) nous permet de dégager les perspectives des groupes 1 et 2.

Pour le groupe 1, la conservation du milieu naturel peut-être rentable (14 :-3⁶), voire essentielle, surtout pour les milieux humides (19 : 3 ; 22 :3). Elle est également compatible avec d'autres activités telles que l'exploitation forestière (18 :-3 ; 11 :-2) si celle-ci est raisonnable à partir de coupes partielles (15 :2) ayant un faible impact sur les écosystèmes (22 :3). De nombreux avantages de l'exploitation forestière, d'ordre économique, social ou encore patrimonial (7 :1), sont reconnus et l'impact des coupes forestières sur le paysage n'est pas un enjeu majeur (24 :2). La protection totale n'est donc pas souhaitée (11 :-2) dans le Parc Éco Laurentides. D'autre part, l'implantation de nouvelles activités économiques (17 :0) est neutre. Les activités éducatives (23 :2) sont perçues comme fortement compatibles avec les enjeux du territoire et sont encouragées. Par ailleurs, d'autres activités récréotouristiques, pas exclusivement de plein air (1 :0), restent à développer (20 :1). Toutefois, l'objectif principal demeure la conservation des écosystèmes et dans ce but il ne faut pas hésiter à interdire certaines zones au public (5 :2).

Les parties prenantes associées à ce facteur partagent donc l'idée d'un Parc Eco Laurentides conciliant les usages existants dont la vocation première serait écologique, éducative, économique pour des activités respectueuses de l'environnement et où l'exploitation forestière aurait une place.

⁶ Pour chaque item, le numéro de l'énoncé et le score du tri de synthèse sont présentés entre parenthèses. Ainsi, la notation (12 :-3) signifie que l'énoncé 12 à un score de -3 pour ce facteur.

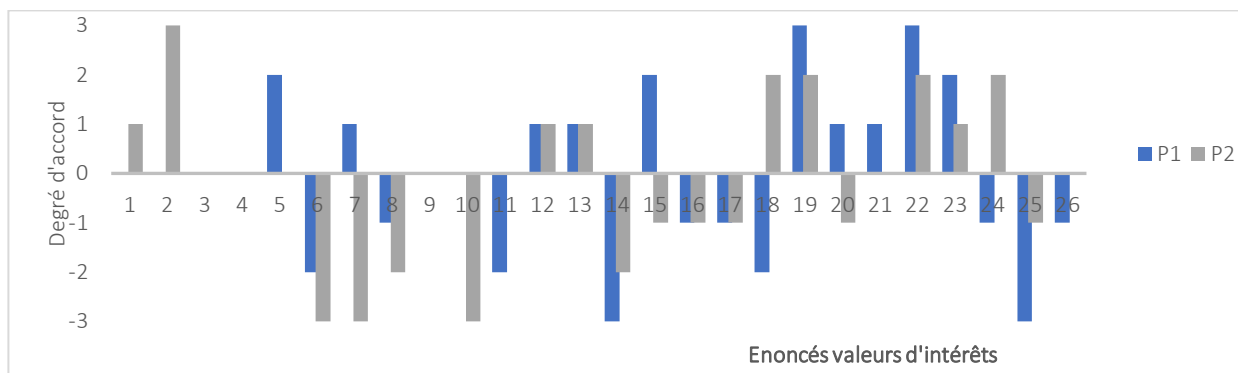


Figure 2-12: Tri de synthèse des facteurs P1 et P2 par rapport aux valeurs d'intérêts. 3 correspond à l'accord maximal et -3 au désaccord maximal. Les énoncés sont décrits à l'Annexe B.

La seconde perspective (groupe 2) est partagée par les parties prenantes associées au facteur P2. Pour elles, le Parc Éco Laurentides devrait être un territoire de tranquillité, notamment en ce qui concerne les activités d'exploitation forestière (2 :3). Celles-ci devraient être bannies, quelles que soient leurs formes (15 : -1) et ce, malgré les bénéfices économiques engendrés (18 :2). Cela est d'autant plus vrai que dans le cas du Parc Éco Laurentides, la production de bois est perçue comme ne générant pas d'emplois localement (7 :-3). En tous cas, s'il y a des coupes forestières elles ne doivent pas être visibles des sentiers (24 :2).

De plus, le Parc Éco Laurentides ne doit pas trop se développer vers l'extérieur. La construction de nouveaux chemins pour améliorer l'accès n'est pas souhaitable (8 :-2) puisque l'augmentation de l'achalandage risquerait de dégrader le territoire, les participants s'orientent sur ce point vers la protection du Parc Eco Laurentides (11 :0)⁷. Toutefois, au sein du Parc Éco Laurentides, mettre en place des zones de conservation totales n'est pas forcément nécessaire (5 :0) et le développement de nouvelles activités,

⁷ Le tri de synthèse à une valeur de zéro pour l'énoncé 11 toutefois les trois participants ont précisé qu'ils voulaient que le parc soit protégé, mais avec la possibilité de pratiquer des activités.

qu'elles soient récréotouristiques (20 :-1) ou d'ordre économique (17 :-1) n'est pas désiré. Ces parties prenantes souhaitent donc limiter l'achalandage au Parc Éco Laurentides et conserver les droits d'usages actuels. Le type d'usage toléré exclut les véhicules motorisés (incompatibles avec le développement durable du Parc Éco Laurentides) (6 :-3) et la chasse (10 :-3).

En conclusion, le groupe 1 (individus associés au facteur P1) est rassemblé autour de la volonté de concilier les usages alors que le second (groupe 2) (individus associés au facteur P2) souhaiterait maintenir le *statu quo*, c'est-à-dire, peu d'activités sur le territoire et principalement tournées vers les activités de plein air.

2.3.2.1.2 Les éléments du modèle mental partagé (consensus et divergence entre P1 et P2)

La majorité des consensus concerne des énoncés positionnés autour de -1, 0, 1 soit peu engageant pour les parties prenantes (

Tableau 2-4). Bien qu'on puisse penser qu'elles accordent moins d'importance à ces questions, la nature consensuelle de ces énoncés reste à nuancer.

Tableau 2-4. Consensus entre les 2 facteurs P1 et P2. Lors de la comparaison des facteurs, si la différence des Z-scores (calculés à partir du poids des *Q-shorts* des individus) est non significative, l'énoncé est considéré comme un consensus. Les énoncés présentés dans ce tableau ont été testés au seuil $P < 0,05$ et ceux marqués * indique un seuil de $P < 0,01$

Énoncés	Facteurs	P1		P2	
	No.	Tri de synthèse	Z-Score	Tri de synthèse	Z-Score
La randonnée, la pêche et les activités de plein air devraient être les seules activités récréotouristiques permises sur le territoire du Parc Éco Laurentides	1*	0	0.08	1	0.35
Certaines personnes devraient avoir des droits différents au Parc Éco Laurentides	3*	0	0.07	0	-0.33

Il y a trop de jeunes forêts au Parc Éco Laurentides	4*	0	-0.23	0	0.31
Énoncés	Facteurs	P1		P2	
	No.	Tri de synthèse	Z-Score	Tri de synthèse	Z-Score
L'implantation de nouvelles entreprises récréotouristiques au Parc Éco Laurentides est une bonne chose	20*	1	0.23	-1	-0.35
L'utilisation des véhicules pour la récréation motorisée est compatible avec le développement durable du Parc Éco Laurentides	6*	-2	-1.10	-3	-1.35
D'autres chemins devraient être proposés pour améliorer l'accès au territoire	8*	-1	-0.33	-2	-1.02
Il est important de construire des infrastructures pour augmenter l'offre touristique du Parc Éco Laurentides	9*	0	-0.18	0	0.33
L'augmentation des cyclistes au Parc Éco Laurentides pourrait gêner les randonneurs et certains utilisateurs	12*	1	0.38	1	0.35
La conservation n'est pas rentable	14*	-3	-1.87	-2	-1.33
Que des personnes accèdent au territoire du Parc Éco Laurentides sans autorisation ni paiement de droits d'accès est problématique	16*	-1	-0.31	-1	-0.35
Il devrait y avoir plus d'activités économiques au Parc Éco Laurentides	17*	-1	-0.38	-1	-0.71
Les lacs sont des milieux écologiques uniques qui doivent être conservés	19*	3	1.87	2	1.68
Un avantage des coupes forestières est qu'elles permettent de créer différents milieux forestiers	21*	1	0.08	0	-0.00
Les coupes forestières devraient être éloignées des milieux aquatiques	22	3	2.16	2	1.35
<i>Blanc</i>	25*	-3	-1.36	-1	-0.67
<i>Blanc</i>	26*	-1	-0.71	0	-0.33

Dans l'ensemble, les aspects réglementaires sont consensuels. Le groupe est indifférent à la mise en place de droits d'accès spécifiques en fonction des usagers (3 : 0,0)⁸, il

⁸ Cette notation correspond à (3 : le numéro de l'énoncé ; 0 valeur du tri synthétique de P1 et 0 celui de P2). Elle sera utilisée ci-après.

estime que l'accès non autorisé de personnes extérieures sur le territoire n'est pas vraiment problématique (16 :-1, -1) et que la chasse et le braconnage sont néfastes pour le Parc Éco Laurentides (13 :1,1). Concernant le développement de nouvelles activités, le groupe n'encouragerait pas forcément des activités économiques semblables par exemple à la construction d'un mirador⁹ (17 : -1,-1) et ce, pour différentes raisons. De plus, le développement du vélo de montagne (sans aménagement) n'est pas forcément compatible avec les activités déjà en place (ex : randonnée) (12 :1,1) c'est également le cas, à plus forte raison, pour les véhicules motorisés (6 : -2,-3). Enfin, les activités éducatives sont considérées comme des activités acceptables par l'ensemble du groupe, mais avec des degrés d'importance différents (23 : 2, 1).

L'aménagement de nouvelles infrastructures ressort comme un élément neutre (9 :0). Néanmoins les entrevues ont permis d'affirmer que la majorité des participants s'opposent à la construction de nouvelles infrastructures puisqu'ils estiment que l'entretien et la rénovation des infrastructures existantes est prioritaire. L'aménagement de nouveaux chemins d'accès aux Parc Éco Laurentides est également perçu comme une mauvaise idée (8 : -1,-2). Néanmoins, si certaines parties prenantes sont réellement hostiles au développement du Parc Éco Laurentides vers l'extérieur, d'autres estiment que l'amélioration des chemins intérieurs doit être priorisée avant de développer un nouveau réseau.

Enfin, les deux groupes sont rassemblés autour des questions de protection des milieux naturels et particulièrement celle des lacs (19 : 3, 2). Ils considèrent que la conservation

⁹ La construction d'un mirador dans un autre TPI de la MRC pour accueillir du public est en projet

a une certaine forme de rentabilité (14 : -3, -2). Enfin, l'ensemble des deux groupes accorde peu d'intérêt à la proportion suffisante de vieilles forêts (4 :0,0).

D'autre part, certains énoncés sont plus polarisants. Les éléments qui opposent les parties prenantes des groupes P1 et P2 sont principalement liées à l'exploitation forestière : type de coupes (15), désagréments potentiels (nuisances sonores, paysages), importance sur l'économie locale (7) voir même son bannissement (18). Les questions de la chasse (10) ou la conservation totale (11) divisent également. Enfin, les deux groupes sont d'accord sur l'importance d'éloigner les coupes forestières des milieux humides, mais la différence de degré d'accord est significative (23) (cf. Tableau 2-5).

Tableau 2-5: Énoncés divergents. Lors de la comparaison de deux facteurs, si la différence entre les Z-scores pour chaque énoncé est significative alors les deux groupes divergent sur cet énoncé (basé sur le facteur P1 avec $P < 0,05$; * indique une significativité à $P < 0,01$)

Énoncés	Facteurs		P1	P2	
	No.	Tri de synthèse	Z-score	Tri de synthèse	Z-score
Les coupes forestières devraient être éloignées des milieux aquatiques	22	3	2.16	2	1.35
Il faut favoriser l'éducation au Parc Éco Laurentides	23	2	1.82*	1	0.35
Il faudrait uniquement des coupes partielles au Parc Éco Laurentides	15	2	1.29*	-1	-0.99
La production de bois au Parc Éco Laurentides est importante, car elle génère des emplois localement	7	1	0.38*	-3	-1.69
L'extraction de bois nuit à la tranquillité du Parc Éco Laurentides	2	0	0.04*	3	1.69
Ouvrir le Parc Éco Laurentides à la chasse pourrait être intéressant	10	0	0.31*	-3	-1.35
Les coupes forestières ne doivent pas être visibles des sentiers	24	-1	0.34*	2	1.68
Le Parc Éco Laurentides devrait être totalement protégé	11	-2	1.10*	0	0.02
L'exploitation forestière devrait être bannie du Parc Éco Laurentides même si cela le prive d'opportunités financières pour l'entretien et le développement de ses infrastructures et services	18	-2	1.30*	2	1.37

2.3.2.2 Connaissances des processus écologiques liés à l'exploitation forestière : résultats de la méthode-Q

Le premier facteur (K1) a une valeur propre de 5,34 représente 45% de la variance expliquée. Aucun autre facteur ne respecte les critères de décisions statistiques. Il est donc difficile d'extraire d'autres visions partagées par plus d'une seule personne. De plus, la plupart des facteurs sont corrélés au facteur K1 limitant son analyse classique. Onze *Q-shorts* sur douze sont significativement reliés à K1 et ils le sont tous lorsque le seuil est revu à la baisse (erreur standard $\chi^2=0,36$). De plus, neuf *Q-shorts* ont un coefficient de saturation supérieur ou égal à 0,60. L'ensemble du groupe partage donc une vision commune des processus écologiques impliqués dans la gestion du Parc Éco Laurentides qui est présentée en Figure 2-13 et Tableau 2-6.

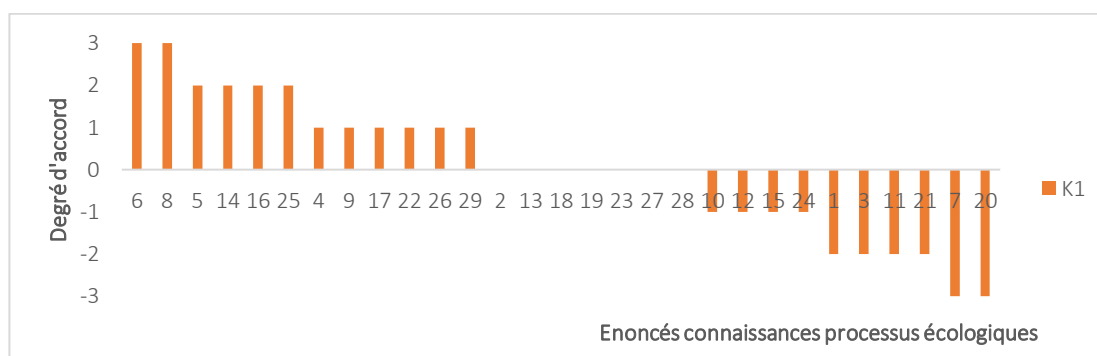


Figure 2-13: Tri de synthèse du facteur K1 lié aux connaissances des processus écologiques. La méthode d'extraction des facteurs est la même que pour les facteurs P1 et P2, seuls les énoncés sont différents et consultables en Annexe C. Les réponses sont classées du plus fort accord (3) au moins fort (-3).

2.3.2.2.1 Caractérisation du groupe (K1) et MMP

Pour l'ensemble du groupe, le positionnement des énoncés concorde avec les tendances actuelles de la littérature comme on peut le constater dans le Tableau 2-6 (55% des énoncés ont été placés en concordance avec la littérature, 24% sont inconnus et 21% plus ou moins divergents). Sur 29 énoncés, 7 énoncés (2, 13, 18, 19, 23, 27, 28) ont en moyenne été placés dans la catégorie incertaine (valeur du tri de synthèse de 0)

indiquant que les parties prenantes ne connaissaient pas la réponse et 6 énoncés (22, 10, 12, 15, 24, 11) sont en contradiction avec la littérature scientifique actuelle, mais 4 énoncés (25, 17, 2, 22, 10, 15, 11) restent à nuancer, car le positionnement de la littérature est partagé ou l'interprétation des réponses est délicate.

Tableau 2-6: Valeurs des Z-scores, rang et tri de synthèse pour le facteur K1 appuyé par la littérature scientifique actuelle ou par les dires d'acteurs locaux spécialisés. Le tableau est partagé en trois en fonction du classement moyen des énoncés (accords, incertains, désaccords)

Énoncés	N°	Z-score	Tri K1	Validés par la Littérature ou experts
ACCORDS				
Après une coupe forestière, laisser du bois mort permet le maintien de la biodiversité	6	1.65	3	Vérifié dans (Angers, 2009)
Les perturbations naturelles sont importantes pour le fonctionnement naturel de la forêt	8	1.56	3	Vérifié dans (Ressources naturelles Canada, 2013b)
La forêt du Parc Éco Laurentides contribue à l'atténuation des changements climatiques en stockant du carbone	5	1.52	2	Vérifié dans (Ressources naturelles Canada 2013a)
Les VTT nuisent à la flore et la faune	14	1.06	2	Vérifié dans (Meadows <i>et al.</i> , 2008)
2 ans après une coupe à blanc, on observera déjà des petits arbres	16	1.29	2	Vérifié dans (Yelle, 2006)
La chasse permet de contrôler les populations de grands herbivores qui nuisent à la forêt	25	1.27	2	À nuancer, car pas indispensable au contrôle des populations
Les coupes partielles sont difficilement perceptibles lorsqu'on regarde une forêt de loin	4	0.61	1	Vérifié dans (Pâquet et Lavoie, 2003)
Les motoneiges nuisent à la flore et la faune	9	0.42	1	Vérifié dans (Winter Wildlands Alliance, 2014)
Les organismes de certifications ont un réel impact sur la gestion durable de la forêt	17	0.73	1	À nuancer dépendamment du contexte (Maurais, 2006)
Suite à une coupe partielle, 2 ans plus tard, on perçoit encore les traces de la coupe	22	0.77	1	À nuancer dépendamment de la taille de la coupe
Le territoire du Parc Éco Laurentides est stratégiquement bien positionné pour servir au corridor écologique	26	0.85	1	Vérifié auprès d'acteurs locaux
Les changements climatiques amènent une augmentation de la présence de la tique sur le territoire	29	1.03	1	Vérifié dans (Bouchard <i>et al.</i> , 2019)

Énoncés	N°	Z-score	Tri K1	Validés par la Littérature ou experts
INCERTAINS				
Si ce n'étaient des coupes forestières, il y aurait de vieilles forêts avec des gros arbres partout au Parc Éco Laurentides	2	0.24	0	À nuancer, sans les coupes forestières il n'y aurait pas uniquement plus de vieilles forêts
Les chênes poussent moins vite que les érables	13	-0.31	0	À nuancer, mais concorde avec les taux de croissance de (Timber Management Research, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 1965)
Il y a un problème de sédimentation dans les eaux du Parc Éco Laurentides	23	0.02	0	Invalide par les acteurs locaux spécialisés (OBV)
Les pluies acides affectent toujours les érablières du Parc Éco Laurentides	27	-0.34	0	Validé (Périé et Ouimet, 2003) (Ouimet <i>et al.</i> , 2018)
Les algues bleues sont présentes dans les lacs	28	-0.37	0	Invalide par les acteurs locaux spécialisés (OBV)
DÉSACCORDS				
Les essences d'arbres que l'on retrouve au Parc Éco Laurentides seront capables de s'ajuster à la sécheresse	10	-0.57	-1	À nuancer.
En ce moment, la surface de la forêt Québécoise diminue	12	-0.58	-1	À nuancer. On constate une diminution des espèces résineuses et une augmentation des feuillues (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, 2009).
Une forêt est vieille lorsqu'elle a plus de 70 ans sans exploitation	15	-0.39	-1	À nuancer. Une forêt est vieille lorsqu'elle possède un certain nombre de caractères spécifiques indépendamment de son âge, néanmoins les forêts d'âge mature ont plus de chance de posséder ces caractères (Centre étude de la forêt, 2009)
Les coupes forestières encouragent l'envahissement du hêtre dans le sous-bois	24	-0.83	-1	Validé (Roy et Nolet, 2016)
Laisser du bois mort dans la forêt favorise la propagation des maladies dans la forêt	1	-1.38	-2	À nuancer. Le bois mort a été longtemps vu comme néfaste pour la gestion forestière, car pouvant propager les maladies, aujourd'hui ses multiples intérêts sont reconnus. Il est notamment un indicateur paneuropéen de la gestion durable des forêts (Merganičová <i>et al.</i> , 2012)

Énoncés	N°	Z-score	Tri K1	Validés par la Littérature ou experts
Dans une forêt, à un endroit précis, les espèces d'arbres demeurent les mêmes au fil du temps	3	-1.11	-2	Invalidé (Lertzman <i>et al.</i> , 1998; Wong et Iverson, 2004)
Les pics bois affaiblissent les arbres en faisant des trous	11	-1.14	-2	Invalidé mais reste à nuancer (Legrand et Bartoli, 2005), (Miranda et Bürgi, 2005)
Après une coupe, on est obligé de replanter des arbres pour que la forêt repousse	21	-1.43	-2	Invalidé (Bureau du forestier en chef, 2013)
Le castor est une espèce qu'il faut protéger, car en voie de disparition	7	-1.45	-3	Invalidé (IUCN, 2020)
Les sols sont plus épais et riches au sommet des montagnes que dans les vallées	20	-1.58	-3	Invalidé (Tauc, 2019)

2.3.2.3 Attitude face aux risques engendrés par les changements globaux : résultats de l'échelle de risque

Le modèle de prédiction de l'attitude face aux risques est globalement significatif ($P < 0,05$). Les résultats de la régression logistique ordinale démontrent que l'attitude conventionnelle face aux risques climatiques liés à la forêt du Parc Eco Laurentides est significativement influencée par la perception du risque et par le bénéfice attendu (Tableau 2-7). On observe que l'adoption d'une mesure risquée par les participants dépend de la perception d'un risque faible (coefficient négatif) et d'un bénéfice attendu élevé (coefficient positif). Ces résultats confirment la théorie du comportement du risque-rendement en finance (Markowitz, 1959).

Tableau 2-7: Résultats de la régression logistique ordinaire de l'intention comportementale face aux risques en fonction de la perception et du bénéfice attendu de situations risquées liées aux impacts des changements climatiques sur la forêt du Parc Éco Laurentides. La variable dépendante appelée intention comportementale comprend 7 niveaux (1 étant extrêmement peu probable et 7 extrêmement probable). Il en est de même pour les variables bénéfices attendus et perception du risque (cf. 2.2.2).

Variables	Coefficients	Erreur standard	Valeur de z	Pr(> z)
(Ordonné à l'origine):1	1,22	0,47	2,61	<0,01
(Ordonnée à l'origine):2	-0,09	0,46	-0,19	0,85
(Ordonnée à l'origine):3	-0,59	0,46	-1,28	0,20
(Ordonnée à l'origine):4	-1,24	0,47	-2,65	<0,01
(Ordonnée à l'origine):5	-2,50	0,49	-5,09	<0,01
(Ordonnée à l'origine):6	-4,49	0,53	-8,54	< 0,01
Perception du risque	-0,52	0,07	-7,62	<0,01
Bénéfice attendu	0,93	0,08	11,25	< 0,01

De plus, on constate que le coefficient de la variable perception du risque est négatif (-0,52) signifiant d'après Weber *et al.* (2002) que les parties prenantes du projet de recherche ont une attitude d'aversion au risque induit par les changements globaux sur la forêt du Parc Éco Laurentides.

L'analyse détaillée des résultats (voir Annexe F) des sous-échelles de risque vis-à-vis de l'intention comportementale et la perception du risque présentée dans la Figure 2-14 appuie ce premier constat. En effet, bien souvent, les situations que les participants sont les plus enclins à adopter correspondent aux situations perçues comme les moins

risquées et dont le bénéfice attendu est le plus important (ex: 11, 20, 21). Toutefois, on dénombre 2 cas (les situations 2 et 18) qui vont à l'encontre du modèle du risque-rendement présentés dans le Tableau 2-8.

Tableau 2-8: Attitudes exceptionnelles constatées compte tenu du risque perçu moyen (RP) et du bénéfice attendu moyen (RB). Fort =moyenne >4 et faible =moyenne<4.

Probabilité d'adopter le comportement	Perception du risque	Bénéfice attendu	Énoncé correspondant	Interprétation
Faible	Fort	Faible		<i>Modèle</i>
	Fort	Fort	13 $RP > RB$ 24 $RP \leq RB$	Situation trop risquée malgré le fort bénéfice
	Faible	Faible	1 et 8	Situation peu risquée et peu bénéfique
	Faible	Fort		Situation peu risquée et très bénéfique
Fort	Faible	Fort		<i>Modèle</i>
	Fort	Fort	5 $RP < RB$ et 16 $RP < RB$	Situation risquée, mais bénéfique
	Faible	Faible	2	Situation peu risquée et peu bénéfique
	Fort	Faible	18	Situation risquée et peu bénéfique

De plus, le niveau de risque moyen perçu par les répondants fait référence à la catégorie « assez peu risquée » (3, 74) et l'attitude conventionnelle moyenne face aux risques climatiques sur la forêt du Parc Éco Laurentides (4,52) et le bénéfice moyen attendu (4,21) correspondent à la classe « incertain(e) » (voir Annexe F).

En moyenne les participants ne souhaitent pas adopter les comportements des situations 1 (Investir dans la production forestière [...]) 3 (Introduire de nouvelles espèces d'arbres [...] mieux adaptées), 6 (Récolter les arbres plus jeunes [...] avant qu'ils meurent.), 7 (Faire des éclaircies [...] pour lutter contre la sécheresse), 8 (Proposer de

nouvelles activités de cueillette [...]), 9 (Aménager [...] espaces pour permettre à l'implantation d'espèces adaptées), 13 (Maintenir les quotas de pêche [...]), 14 (Introduire de nouvelles espèces de poissons, mieux adaptées [...]), 19 (Déplacer certaines populations menacées [...]), 24. Développer des activités en forêt sans mesures de protection [...]).

Les situations perçues comme les plus risquées sont liées au déplacement ou à l'introduction de nouvelles espèces d'abord animales (14, 19, 13) puis végétales (3 et 9). Au contraire, les activités récréotouristiques (21 et 20), la modification du paysage (11 et 25) ou l'augmentation des coûts d'entretien des infrastructures (23 et 10) sont des situations perçues comme les moins risquées. De plus, la plupart de ces situations sont également celles que les parties prenantes ont qualifiées comme étant les plus (21, 20, 11, 10) ou les moins bénéfiques (9, 14, 19). Enfin, s'adapter aux CC (27) et sécuriser les cours d'eau (17) font également partie des situations notées comme les plus bénéfiques.

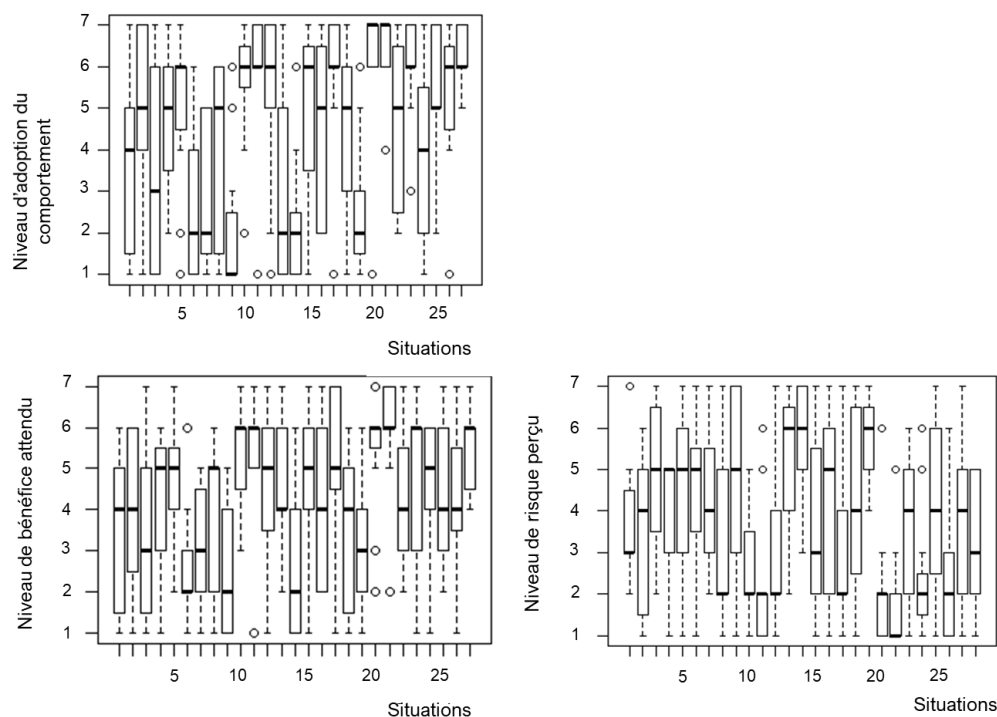


Figure 2-14: Scores de l'échelle de risque pour les variables : intention comportementale (en haut à gauche) et perception du risque (bas à droite) et bénéfice attendu (bas à gauche). Pour chaque situation la probabilité d'adopter un comportement (intention comportementale) est évaluée sur une échelle de 1 (extrêmement peu probable) à 7 (extrêmement probable), ainsi que le niveau de risque perçu (1 équivaut à un risque extrêmement faible et 7 à risque extrêmement fort) et le niveau de bénéfice attendu (1 correspond à aucun bénéfice et 7 à un très fort bénéfice). Les situations correspondent à des actions de gestion forestière risquées. Le détail des situations est présenté en Annexe D.

2.3.2.4 Les éléments du modèle mental partagé (divergences et consensus)

Certaines situations ont engendré une plus grande amplitude de réponses pour chacune des échelles (intention comportementale (écart-type moyen=1,29), perception du risque (écart type moyen = 1,06) ou bénéfice attendu (écart- type= 0,93)), révélant des différences au sein du groupe. L'intention comportementale diffère le plus lorsqu'il est question de migration assistée, directe (3) ou indirecte (18). Les principaux risques

perçus de manière différente par les parties prenantes traitent : des mesures d'interventions sur les écosystèmes (9, 16 et 18), de la gestion des cours d'eau (17) et des espèces sportives (15). Les situations où le bénéfice attendu est le plus variable concernent parfois les situations ou problématiques mentionnées plus tôt (2, 3, 16 et 17), mais également le développement de l'offre touristique (12).

Enfin, les consensus au niveau du risque concernent majoritairement les mesures d'adaptation de la faune (24 et 19), la migration assistée indirecte (4), le bois mort (20) et l'investissement dans le secteur forestier (1). Pour le bénéfice attendu, les éclaircies et la récolte des jeunes arbres font partie des consensus les plus forts (6 et 7). Enfin, les situations consensuelles que l'on retrouve dans les trois échelles traitent des infrastructures (10), de la création de zones de conservation (21) et de la nécessité de s'adapter (27).

2.4 Discussion

2.4.1 Plusieurs dimensions du Mms influencent les décisions des parties prenantes (H₁)

Le cas d'étude du Parc Eco Laurentides a permis de vérifier, à partir du Mms, que le bénéfice attendu, les connaissances des processus écologiques, et indirectement la perception du risque induisaient l'attitude des parties prenantes face aux choix d'aménagement forestier dans un contexte de CC (cf. 2.3.1). Dans l'ensemble, ces premiers résultats concordent avec la littérature (cf. 2.2.1) malgré quelques exceptions.

En effet, le fait que le bénéfice attendu par l'adoption d'un comportement risqué et la perception du risque encouru, influencent la décision, s'inscrit dans la lignée des modèles de prise de décisions en situation de risque théorisés par Blais et Weber (Kahneman et Tversky, 2013; Weber *et al.*, 2002). Toutefois, ces modèles ne spécifient

pas le poids de ces deux dimensions lors de l'arbitrage nécessaire au processus décisionnel. Le fait que la perception du risque ait une influence uniquement indirecte sur l'intention comportementale qui découle de sa corrélation avec le bénéfice attendu des acteurs est un résultat inattendu. Cet élément est étonnant puisque la perception du risque est dans la littérature souvent jugée responsable du phénomène de distanciation psychologique qui est un obstacle à l'adoption de comportements pro-environnementaux (Newell *et al.*, 2014). C'est-à-dire, dans notre cas, à l'adoption de comportements d'adaptation ou de résistance aux changements climatiques.

Par ailleurs, la place des connaissances dans le modèle de prise de décision mis en évidence dans ce mémoire est soutenue par de nombreuses études et théories (cf. 2.1.1). Par contre, le fait que les parties prenantes qui ont des valeurs d'intérêts similaires n'aient pas la même attitude vis-à-vis de l'aménagement forestier (cf. 2.4.1) va à l'encontre de la littérature. En effet, certaines études ont d'ailleurs montré que la vision du monde (un élément culturel rattaché aux systèmes de valeurs) a plus de poids que les connaissances scientifiques pour expliquer la variance de la perception du risque environnemental (Newell *et al.*, 2014) et donc du comportement. Plusieurs interprétations pourraient expliquer cette divergence avec la littérature. Tout d'abord, les valeurs identifiées comme valeurs d'intérêts ne sont pas de même nature que les valeurs de bases auxquelles fait souvent référence la littérature (cf. 2.2.1). Ces valeurs ne seraient donc pas assez fortes pour jouer le rôle de filtre et influencer les décisions. Une seconde interprétation serait de dire que les énoncés focalisent trop sur les questions forestières. Les participants pourraient alors avoir des difficultés à faire le lien entre les enjeux forestiers ou les impacts des changements climatiques sur la forêt et leurs activités (phénomène de distanciation psychologique). L'importance du bénéfice attendu dans l'adoption d'un comportement spécifique (cf. 2.3.2.3) et le désintérêt des parties prenantes pour les questions directes d'aménagement forestier

(les énoncés où le bénéfice attendu est le plus faible concernant leurs motivations pour la production forestière ou les PFNL) appuient cette seconde hypothèse.

Toutefois, rappelons que le sujet d'étude est complexe et que de nombreux biais psychologiques (biais de l'enquêteur, intention comportementale qui n'est pas le comportement, importance de l'ancrage¹⁰ en situation risquée) et méthodologiques sont autant d'éléments qu'il faut prendre en considération pour estimer la portée de nos résultats. Enfin, le fait que le Mms occulte une grande partie de la complexité du MM pose question sur la nature et l'utilité de ces méthodes. Le débat reste ouvert, toutefois, comme nous l'évoquions en amont du document l'enjeu actuel de la modélisation du MM est de définir un niveau de « simplification » qui permette d'exprimer au mieux l'essentiel de l'attitude des parties prenantes et son utilisation concrète. C'est ce que nous avons tenté de faire à travers cette étude et ce qui nous permet d'aborder la seconde phase de notre recherche.

2.4.2 Identifier le MMP afin d'anticiper et d'adapter la concertation (H₂)

Afin de répondre à la seconde partie de H₂, nous discuterons à partir de l'identification du MMP les implications possibles sur la future concertation pour l'adapter au mieux.

2.4.2.1 Quels freins ou moteurs de la concertation ?

Les résultats du cas d'étude du parc Eco démontrent l'existence d'un socle commun de valeurs, de connaissances et une attitude globalement similaire face aux CC. D'après la littérature ces similitudes pourraient être une base propice à l'établissement d'un objectif collectif (cf. 1.4). Dans les faits, les parties prenantes s'entendent sur

¹⁰ Biais mis notamment en évidence par Kahneman et Tversky qui ont démontré que la manière de présenter une situation modifiait nos comportements.

l'importance de l'éducation, de la préservation des écosystèmes et de paysages « naturels » sur le territoire (cf. 2.2.3.2.1). Elles ont une conception analogue des processus écologiques liés à la forêt et de l'impact des pratiques forestières (cf. 2.3.2.2). De plus, les participants s'accordent sur les impacts des changements climatiques et sur les moyens d'adaptation à privilégier (cf. 2.3.2.4). Enfin, il ne semble pas exister, à l'heure actuelle, de situations fortement conflictuelles entre les parties prenantes et l'on peut spéculer que cela puisse être en partie dû aux convergences de leurs MM.

Malgré ce socle commun de valeurs et de connaissances, certains intérêts divergent (cf. 2.3.2.1) et peuvent cristalliser les attitudes du groupe dans une forme d'arène (Becu, 2006; Papadopoulos et Warin, 2007). En effet, la foresterie traditionnelle et le choix des aménagements forestiers au Parc Éco Laurentides sont remis en cause par une partie du groupe. On retrouve d'ailleurs des discours similaires sur d'autres territoires du Québec comme à Chertsey en Matawinie (Bégin, 2016), où l'on constate des conflits entre les citoyens et le secteur forestier. D'après certains auteurs, ces problématiques d'acceptabilité sociale pourraient être la conséquence de la mauvaise image du secteur forestier et de la sensibilité croissante envers les enjeux de développement durable. Néanmoins, dans notre cas, malgré l'appréciation des bienfaits du développement durable et de l'imminence de changements climatiques d'ampleur (cf. 2.3.2.3), le groupe n'est pas prêt à accepter une approche d'aménagement forestier adaptée aux changements climatiques. Cette constatation n'est pas spécifique à notre cas d'étude puisque la littérature actuelle relate des problématiques d'acceptabilité sociale concernant la gestion adaptative des forêts malgré l'existence d'une conscience climatique établie sur d'autres territoires québécois (Cardinal, 2007). Aux vues de nos résultats cela pourrait être expliqué par une faible perception des risques liés aux CC (cf. 2.3.2.3) et au peu de bénéfice attendu par la mise en place de comportements d'adaptation (tel qu'évoqué plus tôt). Malheureusement, il semble que la perception du risque et le bénéfice d'adopter des mesures d'adaptation soit en décalage avec la réalité

puisque l'urgence climatique, les conséquences sur le milieu forestier ou l'inefficacité du non-interventionnisme sont bels et bien réels et richement documentés (cf. 1.1).

Un second frein potentiel au processus participatif concerne la représentation interusager du territoire. En effet, ce principe est souvent mis en lumière dans les processus participatifs comme un élément clé (Lee, 2001). Comprendre les enjeux et intérêts des autres acteurs éclaire souvent leurs actions et permet d'explicitier des comportements qui pourraient freiner la coopération. Dans notre cas d'étude, les divergences d'attitudes constatées sont potentiellement limitantes, mais peu d'usages semblent absolument non conciliables (cf.2.3.2.1).

2.4.2.2 Comment la compréhension de ces MM peut améliorer le processus participatif en place

Nous considérons ici qu'un processus participatif réussi doit pouvoir faire émerger des décisions collectives coopératives qui maximisent les intérêts de tous et qui sont susceptibles de garantir la durabilité des ressources naturelles. Pour ce faire, il sera d'abord nécessaire d'améliorer la représentation qu'ont les participants vis-à-vis du système socioécologique et donc clarifier leur MM (Newell *et al.*, 2014). Au vu de notre étude, cela pourrait être fait en améliorant leurs connaissances du système socioécologique et surtout des liens entre les impacts des CC sur le système écologique et sur le système social. En effet, en comprenant mieux les enjeux des CC (fréquences, imminence, les échelles de temps, l'incertitude) leurs impacts sur le système écologique (dynamique forestière, résiliences, force des impacts, moyens d'action, etc..) et les interactions avec le système social (leurs usages et activités), les parties prenantes amélioreront conjointement leur perception du risque et le bénéfice attendu de l'adoption de comportement d'adaptation ou de résistance au CC. La Figure 2-15 résume ces mécanismes.

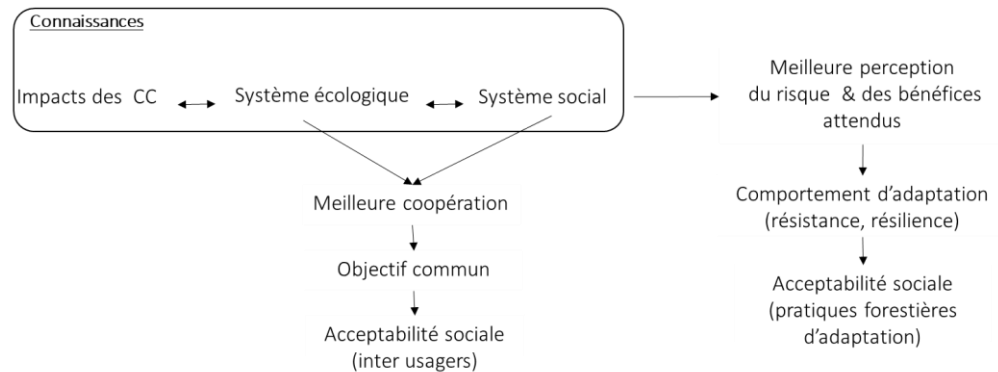


Figure 2-15: Illustre les mécanismes qui permettraient d'améliorer la concertation et d'adapter le processus participatif.

De plus, l'étude nous a montré qu'il existe un socle de valeurs solide, qui permet de rassembler les participants autour de l'éducation, des écosystèmes, des paysages. Le message et le transfert des connaissances devraient permettre de renforcer ce socle commun pour faire émerger un objectif commun. Enfin comme l'a montré la littérature (Etienne, 2013) et afin de déjouer les biais de confirmation créés par le référentiel de chaque partie prenante (représentation ancrée comme par exemple « qu'il n'est pas forcément nécessaire de mettre en place des mesures d'adaptation parce que la forêt va s'adapter naturellement aux CC ») et développer l'apprentissage à double ou triple boucle, l'expérimentation pourrait être une solution intéressante. Les nombreux travaux concernant le lien de causalité entre attitude et comportement appuient cette idée (Girandola 2016). De plus, une des questions de recherche actuelle du domaine de la décision en condition d'incertitude traite du fait qu'il y a une différence de réponses comportementales entre une action soumise à un risque et à de l'incertitude (Girandola 2016). Toutefois, la mise en pratique de méthode pour traiter l'incertitude est peu applicable et utiliser le risque demeure une manière intéressante d'approcher la question (Hertwig *et al.*, 2004).

2.5 Conclusion

La simplification du modèle mental des parties prenantes en fonction de leurs valeurs d'intérêts, leurs connaissances et leur prise de risque nous a permis de caractériser efficacement les dimensions qui influençaient l'attitude face aux choix d'aménagement forestier des parties prenantes en situation de changements climatiques (H_1). Sur cette base, nous avons pu faire ressortir les éléments communs et distincts et ainsi proposer des pistes d'amélioration pour la concertation future du Parc Eco Laurentides (H_2).

À l'heure actuelle, nos travaux nous permettent d'établir que les parties prenantes de ce territoire ont un modèle mental ayant plusieurs dimensions homogènes, laissant penser que les décisions collectives d'aménagement seraient facilitées. Néanmoins, l'incertitude qui pèse sur les aménagements forestiers entraîne une aversion au risque et ainsi une opposition au développement de mesures d'adaptation aux changements climatiques de la part des parties prenantes. Cette attitude semble d'ailleurs être le résultat du faible bénéfice attendu et de connaissances floues des processus écologiques liées aux changements climatiques. Ces constats nous confortent dans l'idée qu'inclure les notions de risques dans le modèle décisionnel apporte de nouvelles perspectives de compréhension, adaptées au contexte actuel.

De plus, en amont d'un processus participatif, ces travaux constituent un socle solide permettant de mieux appréhender les enjeux et les positionnements des parties prenantes, l'influence du collectif sur les décisions et permet également de mieux mesurer l'impact des méthodes de concertation via le changement dans le modèle mental au cours d'un processus d'accompagnement. Ces informations peuvent être bénéfiques autant pour la recherche que pour les partenaires porteurs du projet de concertation.

Enfin, afin d'améliorer l'étude, il serait intéressant d'étendre la recherche à d'autres territoires et mettre en évidence d'autres facteurs d'influence de l'attitude ou du comportement. Par exemple, comprendre dans quelles situations les bénéfices sont moins importants pour le choix des acteurs (comme dans les cas où l'attitude diverge de la théorie du risque-rendement (cf. 2.3.2.3)), cela nous permettrait d'explorer de nouveaux facteurs cognitifs d'influence. Par ailleurs, mesurer l'influence du collectif sur les décisions (phénomènes d'influence sociale, de communication, apprentissage, environnements) permettrait d'étudier l'influence du collectif sur les décisions individuelles et collectives. Des enjeux centraux pour le processus participatif. C'est en partie ce que nous tenterons de faire dans une seconde phase du projet à travers des séances collectives de jeux sérieux.

CONCLUSION

En conclusion, l'ensemble de la démarche informe sur le processus décisionnel impliqué lors de la gestion forestière et met en évidence l'existence d'interactions entre la perception que les parties prenantes ont du système socioécologique et leur incidence sur celui-ci. La nature de cette recherche (recherche-action) garantit un apport direct de nos travaux sur la concertation du Parc Eco Laurentides. Toutefois, le potentiel d'application de cette étude pourrait s'étendre à d'autres domaines. En effet, la prise en compte de l'incertitude et la simplification du modèle mental facilite sa caractérisation et pourrait ainsi favoriser le déploiement de cette méthode de manière plus systématique lors de projet de la gestion concerté en forêt. De plus, l'identification d'éléments précis potentiellement problématiques pour l'acceptabilité sociale, comme par exemple certaines pratiques forestières ou les impacts des changements globaux sur la forêt, pourraient servir à améliorer d'autres processus de concertation. Enfin, reproduire cette expérience sur d'autres territoires et à un groupe de personnes suffisamment large pourrait permettre de dégager des archétypes comportementaux lors de la gestion forestière et appuyer la création d'outils d'aide à la décision.

Somme toute, la caractérisation du modèle mental simplifié pour comprendre les systèmes socioécologiques et accompagner leur gestion ressort comme une approche prometteuse. Cette étude ouvre la voie dans cette direction tout en reconnaissant la nature limitée de l'échantillon et les biais pouvant jouer sur les engrenages que nous avons exposés. L'élicitation des modèles mentaux est une tâche qui reste complexe et difficile à aborder compte tenu de la multiplicité des variables pouvant influencer les comportements humains.

ANNEXE A

SYNTHÈSE DES ENJEUX PORTÉS PAR LES PARTIES PRENANTES

No.	Partie prenante	Valeurs							
		Qualité		Intégrité écologique			Quiétude	Sécurité	Éducation
		Eau	Paysage	Faune	Flore	Milieu humide			
1	Parc écotouristique de la MRC des Laurentides	X	X				X	X	
2	Refuges perchés	X					X	X	
3	Regroupement des associations de lacs de Saint-Faustin-Lac-Carré	X	X	X	X		X		
4	Pourvoirie du lac Berval		X						
5	Le Gourmet Sauvage				X				X
6	Organisme de bassins versants des rivières Rouge, Petite Nation et Saumon	X							
7	Canards Illimités	X				X			
8	Conservation Manitou			X	X	X			
9	Éco-corridors laurentiens	X		X	X	X			
10	Conseil mohawk de Kahnawake	X		X	X				
11	Polyvalente Curé-Mercure								X
12	Association des randonneurs de St-Jérôme		X				X	X	
13	Club ornithologique des Hautes-Laurentides								
Totaux		7	4	5	5	3	4	3	2

Tableau réalisé par St-Amour et Doyon (2014) suite aux entretiens préliminaires avec des parties prenantes du Parc Eco Laurentides en 2014-2015. À chaque partie prenante ont été attribuées un certain nombre de valeurs en fonction de leur discours.

ANNEXE B

ÉNONCES DU Q-SET "VALEURS D'INTÉRÊTS"

Thème	Sous-thème	No.	Énoncés
Aménagement forestier	Coupes forestières	15	Il faudrait <u>uniquement</u> des coupes partielles au parc Éco Laurentides
		24	Les coupes forestières ne <u>doivent pas être visibles des sentiers</u>
		2	L'extraction de bois <u>nuit</u> à la tranquillité du parc Éco Laurentides
		21	Un avantage des coupes forestières est qu'elles permettent de <u>créer différents milieux forestiers</u>
		22	Les coupes forestières devraient être <u>éloignées des milieux aquatiques</u>
	Âge des peuplements	4	Il y a trop <u>de jeunes forêts</u> au parc Éco Laurentides
Mission du parc Éco Laurentides	Perception de la conservation	11	Le parc Éco Laurentides devrait être <u>totalement protégé</u>
		19	Les lacs sont des <u>milieux écologiques uniques</u> qui doivent être conservés
	Économique	14	La conservation n'est <u>pas rentable</u>
		17	Il devrait y avoir <u>plus d'activités économiques</u> au parc Éco Laurentides
	Récréotouristique	20	L'implantation de nouvelles entreprises récréotouristiques au Parc Éco Laurentides est <u>une bonne chose</u>
	Production forestière	7	La production de bois au Parc Éco Laurentides est importante, car elle permet de <u>générer des emplois localement</u>
		18	<u>L'exploitation forestière devrait être bannie</u> du parc Éco Laurentides même si cela le prive d'opportunités financières pour l'entretien et le développement de ses infrastructures et services
	Éducation	23	Il faut <u>favoriser l'éducation au</u> Parc Éco Laurentides

Thème	Sous-thème	No.	Énoncés
Types d' activités et usages du territoire	Tourisme	1	<u>La randonnée, la pêche et les activités de plein air</u> devraient être les seules activités récréotouristiques permises sur le territoire du Parc Éco Laurentides
		6	L'utilisation des véhicules pour la récréation motorisée (VR, motoneige, VTT) <u>est compatible</u> avec le développement durable du Parc Éco Laurentides
		9	Il est important de <u>construire des infrastructures</u> (tel que la tour qui va être réalisée à la pisciculture) pour augmenter l'offre touristique du Parc Éco Laurentides
		12	<u>L'augmentation des cyclistes</u> au Parc Éco Laurentides pourrait gêner les randonneurs et certains utilisateurs
	Accès	8	D'autres chemins devraient être proposés pour améliorer <u>l'accès au territoire</u>
		5	Certaines zones du parc Éco Laurentides <u>devraient être interdites</u> d'accès afin de préserver la biodiversité
		10	Ouvrir le Parc Éco Laurentides à <u>la chasse</u> pourrait être intéressant
	Droit d'usage	13	<u>Le braconnage</u> (chasse, pêche, trappage, abattage non planifié d'arbres par des personnes non autorisées) est important au Parc Éco Laurentides et pose un risque pour la biodiversité
		16	Que des personnes accèdent au territoire du Parc Éco Laurentides sans <u>autorisations ni paiements de droits d'accès</u> est problématique
		3	Certaines personnes devraient avoir <u>des droits différents</u> aux Parc Éco Laurentides (accès, tarif, activités, etc.)
		25	Blanc
		26	Blanc

ANNEXE C

ÉNONCES DU Q-SET "CONNAISSANCES DES PROCESSUS ÉCOLOGIQUES"

<i>Thème valeurs</i>	<i>Thèmes connaissances</i>	<i>No.</i>	<i>Énoncés</i>
Aménagements forestiers	Dynamique naturelle de la forêt	8	Les perturbations naturelles sont importantes pour le fonctionnement naturel de la forêt
		3	Dans une forêt, à un endroit précis, les espèces d'arbres demeurent les mêmes au fil du temps
		15	Une forêt est vieille lorsqu'elle a plus de 70 ans sans exploitation
		11	Les pics à bois affaiblissent les arbres en faisant des trous
		13	Les chênes poussent moins vite que les érables
	Impacts des coupes forestières	16	2 ans après une coupe à blanc, on observera déjà des petits arbres
		2	Si ce n'étaient des coupes forestières, il y aurait de vieilles forêts avec des gros arbres partout au Parc Éco Laurentides
		4	Les coupes partielles sont difficilement perceptibles lorsqu'on regarde une forêt de loin
		21	Après une coupe, on est obligé de replanter des arbres pour que la forêt repousse
		22	Suite à une coupe partielle, 2 ans plus tard, on perçoit encore les traces de la coupe
		24	Les coupes forestières encouragent l'envahissement du hêtre dans le sous-bois
		23	Il y a un problème de sédimentation dans les eaux du Parc Éco Laurentides
		1	Laisser du bois mort dans la forêt favorise la propagation des maladies dans la forêt
		6	Après une coupe forestière, laisser du bois mort permet le maintien de la biodiversité
	Vision globale du secteur forestier	12	En ce moment, la surface de la forêt Québécoise diminue
		17	Les organismes de certifications ont un réel impact sur la gestion durable de la forêt
		7	Le castor est une espèce qu'il faut protéger, car en voie de disparition
		27	Les pluies acides affectent toujours les érablières du Parc Éco Laurentides

<i>Thème</i>	<i>Sous-thème</i>	<i>No.</i>	<i>Énoncés</i>
Mission du Parc Éco Laurentides	Perception de la conservation	18	Le Parc Éco Laurentides est un bon territoire pour développer la cueillette de bleuets et de champignons pour les visiteurs
		26	Le territoire du Parc Éco Laurentides est stratégiquement bien positionné pour servir au corridor écologique
Types d'activités et usages du territoire	Récrotouristiq ues	14	Les VTT nuisent à la flore et la faune
		9	Les motoneiges nuisent à la flore et la faune
		19	La cueillette de fruits de champignons de plantes n'affecte pas les populations de ces espèces
		28	Les algues bleues sont présentes dans les lacs
		25	La chasse permet de contrôler les populations de grands herbivores qui nuisent à la forêt
Connaissances des changements climatiques	Adaptation aux changements climatiques	5	La forêt du Parc Éco Laurentides contribue à l'atténuation des changements climatiques en stockant du carbone
		20	Les sols sont plus épais et riches au sommet des montagnes que dans les vallées
		29	Les changements climatiques amènent une augmentation de la présence de la tique sur le territoire
		10	Les essences d'arbres que l'on retrouve au Parc Éco Laurentides seront capables de s'ajuster à la sécheresse
		30	Blanc
		31	Blanc

ANNEXE D

QUESTIONS DE L'ÉCHELLE DE RISQUE DES CHANGEMENTS
CLIMATIQUES SUR LA FORÊT TEMPÉRÉE

No.	Énoncés
1	Investir dans la production forestière malgré l'incertitude sur la quantité et la qualité du bois dans le futur
2	Favoriser une grande diversité d'espèces d'arbres, même si certaines vont moins bien s'adapter que d'autres
3	Introduire de nouvelles espèces d'arbres qui ne sont pas présentes, mais qui pourraient être mieux adaptées
4	Changer la proportion des espèces locales déjà présentes (ex : plus de pin blanc moins d'épinette), en favorisant les plus adaptées (à priori) au climat futur
5	Traiter contre les pestes et ravageurs forestiers, en prévention d'une éventuelle hausse des épidémies
6	Récolter les arbres plus jeunes avant qu'ils puissent être impactés par les changements climatiques
7	Faire des éclaircies pour réduire la compétition pour l'eau entre les arbres pour prévenir de la hausse potentielle des sécheresses
8	Proposer de nouvelles activités de cueillette (champignons, baies, etc...) même s'il risque d'avoir moins de ressources
9	Aménager de nouveaux espaces pour permettre à des espèces qui sont cueillies au Sud de s'implanter au Nord
10	Investir dans de nouvelles infrastructures même si elles peuvent devenir inutilisables pendant certaines périodes de l'année

No.	Énoncés
11	Encourager le développement d'offres récréotouristiques "natures" malgré la possibilité que les paysages soient moins attrayants pour le public
12	Encourager le développement d'offres récréotouristiques même si la forêt pourrait devenir plus dangereuse
13	Maintenir les quotas de pêche même si la ressource risque de diminuer à cause des changements climatiques
14	Introduire de nouvelles espèces de poissons, mieux adaptées, malgré notre incertitude sur le climat futur
15	Continuer à assurer la gestion des populations et des habitats des espèces sportives sans être certain des effets des mesures entreprises
16	Prendre des mesures pour limiter l'invasivité des espèces indésirables même si ces mesures peuvent être coûteuses et inefficaces
17	Prendre des mesures de sécurité pour éviter l'éventuel débordement des cours d'eau ou l'érosion des berges
18	Laisser proliférer de nouvelles espèces végétales et animales du Sud du Québec, potentiellement mieux adaptées, même si elles pourraient envahir ou modifier les écosystèmes existants
19	Déplacer certaines populations menacées malgré le coût et l'incertitude du résultat
20	Laisser des arbres morts pour améliorer la biodiversité malgré l'augmentation possible de la fréquence des tempêtes
21	Limiter l'accès à certaines zones pour ne pas déranger la faune qui pourrait être plus sensible aux stress associés aux activités touristiques
22	Mettre en place des mesures pour conserver les milieux humides très sensibles au manque d'eau, quitte à ce que ces investissements financiers soient inefficaces
23	Augmenter la fréquence de contrôle et d'entretien des infrastructures compte tenu de la hausse possible des dommages
24	Développer des activités en forêt sans mesures de prévention contre la hausse éventuelle d'animaux sauvages (attaque d'ours, de tique, etc.)
25	Faire un placement immobilier dans un chalet en forêt, malgré la baisse potentielle de la valeur foncière des propriétés
26	Entreprendre dès maintenant des actions pour prévenir des effets des changements climatiques, sans être certain de disposer des connaissances suffisantes
27	Tenter de s'adapter aux changements climatiques, quitte à ce que cela entraîne des coûts supplémentaires

ANNEXE E

SCORES ET RANGS ET VALEURS DES TRIS DE SYNTHÈSE DES ÉNONCÉS EN FONCTION DES FACTEURS P1 ET P2

Énoncés	Facteurs						
	P1			P2			
	N°	Z-Score	Rang	Tri de synthèse	Z-Score	Rang	Tri de synthèse
<u>La randonnée, la pêche et les activités de plein air</u> devraient être les seules activités récréotouristiques permises sur le territoire du Parc Éco Laurentides	1	0,08	11	0	0,35	9	1
L'extraction de bois <u>nuît</u> à la tranquillité du Parc Éco Laurentides	2	0,04	13	0	1,69	1	3
Certaines personnes devraient avoir <u>des droits différents</u> aux Parc Éco Laurentides (accès, tarif, activités, etc.)	3	0,07	12	0	0,33	16	0
Il y a trop <u>de jeunes forêts</u> au Parc Éco Laurentides	4	0,23	15	0	0,31	12	0
Certaines zones du Parc Éco Laurentides <u>devraient être interdites</u> d'accès afin de préserver la biodiversité	5	0,91	5	2	0,33	11	0
L'utilisation des véhicules pour la récréation motorisée (VR, motoneige, VTT) <u>est compatible</u> avec le développement durable du Parc Éco Laurentides	6	-1,1	23	-2	-1,35	25	-3
La production de bois au Parc Éco Laurentides est importante, car elle permet de <u>générer des emplois localement</u>	7	0,38	7	1	-1,69	26	-3
D'autres chemins devraient être proposés pour améliorer <u>l'accès au territoire</u>	8	0,33	18	-1	-1,02	22	-2
Il est important de <u>construire des infrastructures</u> (tel que la tour qui va être réalisée à la pisciculture) pour augmenter l'offre touristique du Parc Éco Laurentides	9	0,18	14	0	0,33	11	0
Ouvrir le Parc Éco Laurentides à <u>la chasse</u> pourrait être intéressant	10	0,31	16	0	-1,35	25	-3
Le Parc Éco Laurentides devrait être totalement protégé	11	-1,1	22	-2	0,02	13	0

Énoncés	Facteurs						
	P1				P2		
	N°	Z-Score	Rang	Tri de synthèse	Z-Score	Rang	Tri de synthèse
<u>L'augmentation des cyclistes</u> au Parc Éco Laurentides pourrait gêner les randonneurs et certains utilisateurs	12	0,38	6	1	0,35	9	1
<u>Le braconnage</u> (chasse, pêche, trappage, abattage non planifié d'arbres par des personnes non autorisées) est important au Parc Éco Laurentides et pose un risque pour la biodiversité	13	0,22	9	1	0,67	6	1
La conservation n'est pas rentable	14	-1,87	26	-3	-1,33	23	-2
Il faudrait uniquement des coupes partielles au Parc Éco Laurentides	15	1,29	4	2	0,99	21	-1
Que des personnes accèdent au territoire du Parc Éco Laurentides sans <u>autorisation ni paiement de droits d'accès</u> est problématique	16	0,31	17	-1	0,35	18	-1
Il devrait y avoir plus d'activités économiques au Parc Éco Laurentides	17	0,38	20	-1	0,71	20	-1
<u>L'exploitation forestière devrait être bannie</u> du Parc Éco Laurentides même si cela le prive d'opportunités financières pour l'entretien et le développement de ses infrastructures et services	18	-1,3	24	-2	1,37	4	2
Les lacs sont des <u>milieux écologiques uniques</u> qui doivent être conservés	19	1,87	2	3	1,68	3	2
L'implantation de nouvelles entreprises récréotouristiques au Parc Éco Laurentides est <u>une bonne chose</u>	20	0,23	8	1	0,35	18	-1
Un avantage des coupes forestières est qu'elles permettent de <u>créer différents milieux forestiers</u>	21	0,08	10	1	0	14	0
Les coupes forestières devraient être <u>éloignées des milieux aquatiques</u>	22	2,16	1	3	1,35	5	2
Il faut favoriser l'éducation au Parc Éco Laurentides	23	1,82	3	2	0,35	9	1
Les coupes forestières ne <u>doivent pas être visibles des sentiers</u>	24	0,34	19	-1	1,68	3	2
<i>Blanc</i>	25	-1,36	25	-3	0,67	19	-1
<i>Blanc</i>	26	0,71	21	-1	0,33	16	0

ANNEXE F

SCORES DE L'ÉCHELLE DE RISQUE

Moyenne (min=1, max=7) et écart-type (ET) des valeurs calculées à partir des scores de l'échelle de risque engendrés par les changements globaux sur la forêt du Parc Eco Laurentides.

Énoncés	No	Attitude face au risque		Perception du risque		Bénéfice attendu	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET	Moyenne	ET
Investir dans la production forestière malgré l'incertitude sur la quantité et la qualité du bois dans le futur	1	3,55	2,11	3,82	1,40	3,45	1,97
Favoriser une grande diversité d'espèces d'arbres, même si certaines vont moins bien s'adapter que d'autres	2	4,82	2,23	3,45	2,07	3,91	2,07
Introduire de nouvelles espèces d'arbres qui ne sont pas présentes, mais qui pourraient être mieux adaptées	3	3,55	2,46	4,91	1,76	3,36	2,16
Changer la proportion des espèces locales déjà présentes (ex : plus de pin blanc moins d'épinette), en favorisant les plus adaptées (à priori) au climat futur	4	4,73	1,62	4,00	1,48	4,27	1,79
Traiter contre les pestes et ravageurs forestiers, en prévention d'une éventuelle hausse des épidémies	5	5,00	1,95	4,45	2,02	4,73	1,56
Récolter les arbres plus jeunes avant qu'ils puissent être impactés par les changements climatiques	6	2,64	1,80	4,45	1,69	2,64	1,43
Faire des éclaircies pour réduire la compétition pour l'eau entre les arbres pour prévenir de la hausse potentielle des sécheresses	7	2,91	1,76	4,18	1,66	3,27	1,42
Proposer de nouvelles activités de cueillette (champignons, baies, etc...) même s'il risque d'avoir moins de ressources	8	3,91	2,30	3,36	2,01	3,64	2,01

Énoncés	No.	Attitude face au risque		Perception du risque		Bénéfice attendu	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET	Moyenne	ET
Aménager de nouveaux espaces pour permettre à des espèces qui sont cueillies au Sud de s'implanter au Nord	9	2,09	1,81	4,91	2,34	2,36	1,57
Investir dans de nouvelles infrastructures même si elles peuvent devenir inutilisables pendant certaines périodes de l'année	10	5,64	1,50	2,64	1,21	5,27	1,19
Encourager le développement d'offres récréotouristiques "natures" malgré la possibilité que les paysages soient moins attrayants pour le public	11	6,00	1,73	2,27	1,68	5,45	1,63
Encourager le développement d'offres récréotouristiques même si la forêt pourrait devenir plus dangereuse	12	5,36	2,11	3,09	2,02	4,55	2,07
Maintenir les quotas de pêche même si la ressource risque de diminuer à cause des changements climatiques	13	3,18	2,27	5,18	1,72	4,55	1,63
Introduire de nouvelles espèces de poissons, mieux adaptées, malgré notre incertitude sur le climat futur	14	2,18	1,60	5,91	1,30	2,82	1,99
Continuer à assurer la gestion des populations et des habitats des espèces sportives sans être certain des effets des mesures entreprises	15	5,00	2,24	3,64	2,20	4,45	1,97
Prendre des mesures pour limiter l'envahissement des espèces indésirables mêmes si ces mesures peuvent être coûteuses et inefficaces	16	4,36	2,20	4,09	2,26	4,18	2,04
Prendre des mesures de sécurité pour éviter l'éventuel débordement des cours d'eau ou l'érosion des berges	17	5,91	1,76	3,18	2,18	5,09	2,07
Laisser proliférer de nouvelles espèces végétales et animales du Sud du Québec, potentiellement mieux adaptées, même si elles pourraient envahir ou modifier les écosystèmes existants	18	4,55	2,38	4,27	2,24	3,27	1,90
Déplacer certaines populations menacées malgré le coût et l'incertitude du résultat	19	2,64	1,63	5,73	1,01	3,00	1,61
Laisser des arbres morts pour améliorer la biodiversité malgré l'augmentation possible de la fréquence des tempêtes	20	6,18	1,78	2,00	1,48	5,45	1,57
Limiter l'accès à certaines zones pour ne pas déranger la faune qui pourrait être plus sensible aux stress associés aux activités touristiques	21	6,36	0,92	1,82	1,25	5,91	1,45

Énoncés	No.	Attitude face au risque		Perception du risque		Bénéfice attendu	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET	Moyenne	ET
Mettre en place des mesures pour conserver les milieux humides très sensibles au manque d'eau, quitte à ce que ces investissements financiers soient inefficaces	22	4,64	2,06	3,55	1,97	4,36	1,69
Augmenter la fréquence de contrôle et d'entretien des infrastructures compte tenu de la hausse possible des dommages	23	6,09	1,22	2,45	1,63	4,82	1,99
Développer des activités en forêt sans mesures de prévention contre la hausse éventuelle d'animaux sauvages (attaque d'ours, de tique, etc...)	24	3,91	2,12	4,18	1,99	4,55	1,92
Faire un placement immobilier dans un chalet en forêt, malgré la baisse potentielle de la valeur foncière des propriétés	25	5,45	1,57	2,45	1,69	4,55	1,92
Entreprendre dès maintenant des actions pour prévenir des effets des changements climatiques, sans être certain de disposer des connaissances suffisantes	26	5,27	1,79	3,82	1,94	4,27	1,79
Tenter de s'adapter aux changements climatiques, quitte à ce que cela entraîne des coûts supplémentaires	27	6,18	0,75	3,09	1,64	5,36	1,03
Moyenne générale pour l'ensemble du groupe		4,52	1,29	3,74	1,06	4,21	0,93

RÉFÉRENCES

- Aarts, Noelle. 1998. *Een kwestie van natuur: een studie naar de aard en het verloop van communicatie over natuur en natuurbeleid*. Aarts.
- Abanda, Fernande, J. L. Boucher, L. Bouthillier, et G. Chiasson. 2016. « Du village forestier à la gouvernance locale: la persistance de l'aspiration à la participation ». *Revue vie économique* 8(1):1-8.
- Abel, Nick, H. Wheeler, P. Walker, M. Manning, H. Ross, et A. Herbert. 1998. *Mental models and communication in agriculture*.
- Adger, W. Neil. 2010. « Social capital, collective action, and adaptation to climate change ». P. 327-45 in *Der klimawandel*. Springer.
- Agrawal, Arun, et Clark C. Gibson. 1999. « Enchantment and Disenchantment: The Role of Community in Natural Resource Conservation ». *World Development* 27(4):629-49.
- Akrich, M. 2013. « Co-construction ». *Dictionnaire critique et interdisciplinaire de la participation* I.
- Ananda, Jayanath, et Gamini Herath. 2003. « Incorporating stakeholder values into regional forest planning: a value function approach ». *Ecological Economics* 45(1):75-90.
- Anderies, John M., Marco A. Janssen, Allen Lee, et Hannah Wasserman. 2013. « Environmental variability and collective action: Experimental insights from an irrigation game ». *Ecological Economics* 93:166-76.
- Anderies, John M., Marco A. Janssen, et Elinor Ostrom. 2004. « A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective ». *Ecology and society* 9(1).
- Angers, Virginie-Arielle. 2009. *L'enjeu écologique du bois mort*. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.

- Anon. s. d. « Glossaire — Géoconfluences ». Consulté 26 mai 2020a (<http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire>).
- Anon. s. d. « International Union for Conservation of Nature - IUCN ». *UICN*. Consulté 26 mai 2020b (<https://www.iucn.org>).
- Anon. s. d. « Le processus participatif : définition et terminologie ». Consulté 26 mai 2020c (https://ressources.uved.fr/Grains_Module4/Processus_part_def/site/html/Processus_part_def/Processus_part_def.html).
- Argyris, Ch, et Donald A. Schön. 1997. « Organizational learning: A theory of action perspective ». *Reis* (77/78):345-48.
- Arnstein, Sherry R. 1969. « A ladder of citizen participation ». *Journal of the American Institute of planners* 35(4):216-24.
- Baker, Rachel, Carl Thompson, et Russell Mannion. 2006. « Q methodology in health economics ». *Journal of health services research & policy* 11(1):38-45.
- Barnaud Cécile, et Annemarie Van Paassen. 2010. « Equity, power games and legitimacy: dilemmas of participatory learning processes ». *Universität für Bodenkultur*.
- Barnaud Cécile, Antona Martine et Marzin Jacques. 2011. « Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 11 Numéro 1 |
- Becu, Nicolas. 2006. « identification et modelisation des representations des acteurs locaux pour la gestion des bassins versants ». (Doctoral dissertation).
- Bégin, Jean-François. 2016. « Coupes de bois Chertsey: touche pas à ma forêt! » *La Presse*. Consulté 9 décembre 2019 (<http://www.lapresse.ca/actualites/regional/201603/18/01-4962024-coupes-de-bois-chertsey-touche-pas-a-ma-foret.php>).
- Beuret, Jean-Eudes. 2013. « Concertation (démarche de) ». *Dictionnaire critique et interdisciplinaire de la participation*.
- Biggs, Duan, Nick Abel, Andrew Knight, Anne Leitch, Art Langston, et Natalie Ban. 2011. « The implementation crisis in conservation planning: Could “mental models” help? » *Conservation Letters* 4:169-83.

- Bissonnette, Jean-François. 2019. « L'acceptabilité sociale de l'aménagement forestier à travers le cadre des systèmes socio-écologiques : le cas du Centre touristique et éducatif des Laurentides (CTEL) ». Document non publié. ISFORT
- Blais, Ann-Renée, et Elke U. Weber. 2006. « A domain-specific risk-taking (DOSPERT) scale for adult populations ». *Judgment and Decision making* 1(1).
- Bolland, John M. 1985. « The Search for Structure: An Alternative to the Forced-Sort Technique ». *Political Methodology* 91-107.
- Bouchard, C., A. Dibernardo, J. Koffi, H. Wood, P. A. Leighton, et L. R. Lindsay. 2019. « Augmentation du risque de maladies transmises par les tiques dans le contexte des changements climatiques et environnementaux ». *CHANGEMENT CLIMATIQUE ET MALADIES INFECTIEUSES* 45(4):89-98.
- Bourdieu, Pierre. 1980. « Le capital social: notes provisoires ». *Actes de la recherche en sciences sociales* 31(1):2-3.
- Bouthillier, Luc, et Amélie Roberge. 2007. « Les intentions des programmes de participation du public appliqués par l'industrie forestière : état de la situation au Québec ». *The Forestry Chronicle* 83(6):810-17.
- Brown, Steven R. 1971. « the forced-free distinction in q technique 1 ». *Journal of Educational Measurement* 8(4):283-87.
- Brown, Steven R. 1980. Political subjectivity: Applications of Q methodology in political science. *Yale University Press*.
- Brown, Steven R. 1993. « A primer on Q methodology ». *Operant subjectivity* 16(3/4):91-138.
- Bureau du forestier en chef. 2013. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Roberval: Gouvernement du Québec.
- Cardinal, François. 2007. Le mythe du Québec vert. *Voix parallèles*.
- Cashore, Benjamin, Graeme Auld, James Lawson, et Deanna Newsom. 2007. « The future of non-state authority on Canadian staples industries: Assessing the emergence of forest certification ». *Policy and society* 26(1):71-91.
- Centre étude de la forêt. 2009. « avis scientifique portant sur les forêts mûres et surannées ». Consulté 9 décembre 2019

- Chiasson, Guy, Catalina Gonzalez, et Édith Leclerc. 2011. « La gouvernance participative des forêts publiques: L'Ontario et le Québec, des chemins parallèles? » *Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement*. (11):19-32.
- Chiasson, Guy, Édith Leclerc, et Caroline ANDREW. 2010. « La multifonctionnalité forestière à l'épreuve de la distance: réflexions à partir de deux localités de la périphérie québécoise ». *La multifonctionnalité de l'agriculture et des territoires ruraux* 161.
- Chion, Clément. 2015. Compte rendu d'entrevues menées auprès des acteurs du CTCL. Document non publié. ISFORT.
- Cinq-Mars, Martine, et Daniel Fortin. 2007. « Les enjeux de la planification participative: pouvoir à la communauté ou hégémonie des groupes dominants? » *Les Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale* Numéro 74(2):29-47.
- Converse, Sharolyn, J. A. Cannon-Bowers, et E. Salas. 1993. « Shared mental models in expert team decision making ». *Individual and group decision making: Current issues* 221:221-46.
- Cornwall, Andrea. 2008. « Unpacking 'Participation': models, meanings and practices ». *Community development journal* 43(3):269-83.
- Crutzen, Paul J. et Hans Günter Brauch. 2016. Paul J. Crutzen: a pioneer on atmospheric chemistry and climate change in the Anthropocene. Vol. 50. *Springer*.
- Curry, Robin, John Barry, et Andrew McClenaghan. 2013. « Northern Visions? Applying Q methodology to understand stakeholder views on the environmental and resource dimensions of sustainability ». *Journal of Environmental Planning and Management* 56(5):624-49.
- Davies, B. 2017. « Q Methodology ». P. 331-40 in *Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*, édité par C. L. Spash. Abingdon, Oxon et New York.
- Dietz, Thomas. 2005. « The Darwinian trope in the drama of the commons: variations on some themes by the Ostroms ». *Journal of Economic Behavior & Organization* 57(2):205-25.
- Dietz, Thomas, Elinor Ostrom, et Paul C. Stern. 2003. « The Struggle to Govern the Commons ». *Science*.302:6.

- Doyon, Frédérik, Dominic Cyr, et Julie Poirier. 2011. Évaluation des vulnérabilités du secteur forestier dans les Hautes-Laurentides face aux impacts biophysiques des changements climatiques. *Institut des sciences de la forêt tempérée-Université du Québec en Outaouais*.
- Dussuc, Bernard, et Sébastien Geindre. 2012. « *Capital social, théorie des réseaux sociaux et recherche en PME: une revue de la littérature* ». 11^{ème} congrès CIFEPME (Congrès International francophone en en-trepreneuriat et PME), Oct 2012, Brest, France. 19 p.
- Etienne, Michel. 2009. Co-construction d'un modèle d'accompagnement selon la méthode ARDI: guide méthodologique. 76p. hal-02824306
- Étienne, Michel. 2013. Companion modelling: a participatory approach to support sustainable development. *Springer Science & Business Media*.
- FAO/ECE/ILO COMMITTEE ON FOREST TECHNOLOGY. 2002. Public Participation in Forestry in Europe and North America. Report of the Team Specialists on Participation in Forestry. Geneva.
- Fournis, Yann, et Marie-José Fortin. 2015. « Une définition territoriale de l'acceptabilité sociale: pièges et défis conceptuels ». *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Volume 15 Numéro 3).
- Gauzente, Claire. 2005. « Chapitre 7. La méthodologie Q et l'étude de la subjectivité ». *Methodes Recherches* 177-206.
- Girandola, Fabien. 2016. Attitudes et comportements. *Presses Universitaires de Grenoble*.
- Goodman, Leo A. 1961. « Snowball sampling ». *The annals of mathematical statistics* 148-70.
- Gregersen, Hans M., J. E. M. Arnold, A. L. Lundgren, et A. ContrerasHermosilla. 1997. *Détermination de la valeur des forêts: Contexte, problèmes et orientations*. Vol. 127. Food & Agriculture Org.
- Guillemette, François. 2006. « L'approche de la Grounded Theory; pour innover ». *Recherches qualitatives* 26(1):32-50.
- Guttman, Louis. 1954. « Some necessary conditions for common-factor analysis ». *Psychometrika* 19(2):149-61.

- Hackert, C., et G. Braehler. 2007. « FlashQ - Q-Sorting via Internet ». Consulté 3 février 2020 (<http://www.hackert.biz/flashq/home/>).
- Hardin, Garrett. 1968. « The tragedy of the commons *Science* 162 (3859): 1243–1248 ». *Find this article online*.
- Hardin, G. (2009). The tragedy of the commons. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 1(3), 243-253.
- Harman, Harry H. 1976. Modern factor analysis. *University of Chicago press*.
- Hertwig, Ralph, Greg Barron, Elke U. Weber, et Ido Erev. 2004. « Decisions from experience and the effect of rare events in risky choice ». *Psychological science* 15(8):534-39.
- Johnson-laird, P. N. 1981. « Mental Models in Cognitive Science ». P. 147–191 in *Perspectives on Cognitive Science (Erlbaum)*.
- Johnson-Laird, P. N. 1983. Mental Models. *Cambridge University Press*.
- Jones, N., Helen Ross, Timothy Lynam, Pascal Perez, et Anne Leitch. 2011. « Mental Model an Interdisciplinary Synthesis of Theory and Methods ». *Ecology and Society* 16(1):46-46.
- Jones, Natalie, Helen Ross, Timothy Lynam, et Pascal Perez. 2014. « Eliciting Mental Models: A Comparison of Interview Procedures in the Context of Natural Resource Management ». *Ecology and Society* 19(1).
- Joubert, Sara-Maude, Julie Carpentier, Chantal Plourde, Julie Marcotte, Natacha Brunelle, et Nina Admo. 2015. « Qui sont les preneuses de risque? L'intention d'adopter des conduites à risque chez les étudiantes postsecondaires québécoises ». *Drogues, santé et société* 14(1):152-70.
- Kahneman, Daniel, et Amos Tversky. 2013. « Choices, values, and frames ». P. 269-78 in *Handbook of the Fundamentals of Financial Decision Making: Part I*. World Scientific.
- Kaiser, Henry F. 1960. « The application of electronic computers to factor analysis ». *Educational and psychological measurement* 20(1):141-51.
- Kansa, Timothé, et Guy Chiasson. 2017. « La gouvernance dans un contexte de décentralisation «en action»: le cas de la régionalisation de la forêt en Outaouais ». *Politique et Sociétés* 36(1):93-120.

- Krott, Max, Axel Bader, Carsten Schusser, Rosan Devkota, Ahmad Maryudi, Lukas Giessen, et Helene Aurenhammer. 2014. « Actor-centred power: The driving force in decentralised community based forest governance ». *Forest Policy and Economics* 49:34-42.
- Kuhne, Nicolas, Yvan Abernot, et Didier Camus. 2008. « Le Q-sort, un outil pour la recherche en soins Le cas des représentations chez les infirmiers en psychiatrie de l'âge avancé ». *Recherche en soins infirmiers* N° 95(4):46-56.
- Leclerc, Édith, et Guy Chiasson. 2013. La gouvernance locale des forêts publiques québécoises: Une avenue de développement des régions périphériques? Vol. 13. *Puq*.
- Leduc, A., P. Drapeau, Y. Bergeron, et P. Legendre. 1992. « Study of spatial components of forest cover using partial Mantel tests and path analysis ». *Journal of Vegetation Science* 3(1):69-78.
- Legendre, Pierre, et Marie Josée Fortin. 1989. « Spatial pattern and ecological analysis ». *Vegetatio* 80(2):107-38.
- Legendre, Pierre, François-Joseph Lapointe, et Philippe Casgrain. 1994. « Modeling brain evolution from behavior: a permutational regression approach ». *Evolution* 48(5):1487-99.
- Legrand, Philippe, et Michel Bartoli. 2005. « Des pics et des arbres ». *Revue Forestière Française* 57(6):513-24.
- Lertzman, Ken, Joseph Fall, et Brigitte Dorner. 1998. « Three kinds of heterogeneity in fire regimes: at the crossroads of fire history and landscape ecology ». *Northwest Science* 72(4):23.
- LEVI, Mario Traducteur, Raymond Préfacier BOUDON, et Mancur OLSON. 1978. Logique de l'action collective. *Presses universitaires de France*.
- Lynam, Timothy, et Katrina Brown. 2012. « Mental models in human–environment interactions: theory, policy implications, and methodological explorations ». *Ecology and Society* 17(3).
- Mantel, Nathan. 1967. « The detection of disease clustering and a generalized regression approach ». *Cancer research* 27(2 Part 1):209-20.

- Martel, Jonathan. 2008. « Conditions de possibilité de l'action collective: pour une prise en compte du rôle des technologies de communication ». Mémoire, (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal.
- Matarrita-Cascante, D., A. Sene-Harper, et L. Ruyle. 2019. « A holistic framework for participatory conservation approaches ». *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 26(6):484-94.
- Maurais, Julie. 2006. « Transformations régulatrices induites par l'arrivée de la certification forestière au québec ». Mémoire. Montréal (Québec, Canada), Université du Québec à Montréal, Maîtrise en sciences de l'environnement.
- McKeown, B., et D. Thomas. 1988. « Q Methodology. Quantitative applications in the social sciences ». *The social sciences* 66.
- McKeown, Bruce F., et Dan B. Thomas. 2013. Q Methodology. Second edition. Los Angeles: *SAGE Publications, Inc.*
- Meadows, Dexter, Randy B. Foltz, et Nancy Geehan. 2008. Effects of all-terrain vehicles on forested lands and grasslands. US Department of Agriculture, Forest Service, National Technology & Development Program, Recreation Management.
- Mercier, Samuel. 2001. « L'apport de la théorie des parties prenantes au management stratégique: une synthèse de la littérature ». P. 13-14 in *Xième Conférence de l'Association Internationale de Management Stratégique*.
- Merganičová, Katarína, Ján Merganič, Miroslav Svoboda, Radek Bače, et Vladimír Šebeň. 2012. « Deadwood in forest ecosystems ». *Forest Ecosystems—More than Just Trees, InTech Book* 81-108.
- Merrill, M. David. 2002. « Knowledge objects and mental models ». *The instructional use of learning objects* 261-80.
- Ministère des Ressources naturelles (MRN). 1999. Mise à jour durégime forestier : Synthèse des consultations publiques – automne 1998. Bibliothèque Nationale du Québec. 136 p.
- Miranda, Beatrice, et Matthias Bürgi. 2005. Spechte-anspruchsvolle Waldbewohner. *Eid. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft*.
- Mohammed, Abrar Juhar, et Makoto Inoue. 2014. « Linking outputs and outcomes from devolved forest governance using a Modified Actor-Power-

- Accountability Framework (MAPAF): Case study from Chilimo forest, Ethiopia ». *Forest Policy and Economics* 39:21-31.
- Newell, Ben R., Rachel I. McDonald, Marilynn Brewer, et Brett K. Hayes. 2014. « The psychology of environmental decisions ». *Annual Review of Environment and Resources* 39:443-67.
- Noblet, Mélinda, Julie Guillemot, et Omer Chouinard. 2016. « Rôle de l'action collective et du capital social dans les processus d'adaptation au changement climatique en zone côtière-Comparaison de deux études de cas au Nouveau-Brunswick (Canada) ». *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* 7(2).
- Ostrom, Elinor. 2007. « A diagnostic approach for going beyond panaceas ». *Proceedings of the national Academy of sciences* 104(39):15181-87.
- Ostrom, Elinor. 2015. *Governing the commons*. Cambridge university press.
- Ostrom, Elinor Ed, Thomas Ed Dietz, Nives Ed Dolšák, Paul C. Stern, Susan Ed Stonich, et Elke U. Weber. 2002. *The drama of the commons*. National Academy Press.
- Ouimet, Rock, Alexis Leroux, Louis Duchesne, et Jean-David Moore. 2018. *Rentabilité financière du chaulage des érablières: étude de cas*. Ministère des forêts, de la faune et des parcs, Ministère des forêts, de la faune et des parcs, Direction de la recherche forestière.
- Papadopoulos, Yannis, et Philippe Warin. 2007. « Are innovative, participatory and deliberative procedures in policy making democratic and effective? » *European journal of political research* 46(4):445-72.
- Pâquet, Josée, et Gilles Lavoie. 2003. Outil d'aide à la décision pour classifier les secteurs d'intérêt majeurs et définir les stratégies d'aménagement pour l'intégration visuelle des coupes dans les paysages: objectif de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier visant le maintien de la qualité visuelle des paysages forestiers. Ministère des ressources naturelles, de la faune et des parcs, Direction des programmes forestiers.
- Paugam, Serge. 2010. « Concepts ». *Que sais-je?* (3870):44-102.
- Pérez, Roland, et François Silva. 2013. « Gestion des biens collectifs, capital social et auto-organisation: l'apport d'Elinor OSTROM à l'Economie sociale et solidaire ». *Management Avenir* (7):94-107.

- Périé, Catherine, et Rock Ouimet. 2003. Le réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers québécois. Direction de la recherche forestière.
- Polasky, Stephen, Stephen R. Carpenter, Carl Folke, et Bonnie Keeler. 2011. « Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change ». *Trends in ecology & evolution* 26(8):398-404.
- Ressources naturelles Canada. 2013a. « carbone-forestier ». Consulté 12 février 2020 (<https://www.rncan.gc.ca/changements-climatiques/impacts-adaptation/changements-climatiques/carbone-forestier/13086>).
- Ressources naturelles Canada. 2013b. « Recherche sur les perturbations naturelles et sur la gestion des ressources forestières ». Consulté 12 février 2020 (<https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets-foresterie/feux-de-vegetation-insectes-pert/recherche-sur-les-perturbations-naturelles-et-sur-la-gestion-des-ressources-forestieres/13188>).
- Richert, Claire. 2017. « Les décisions individuelles d'adaptation aux inondations: le cas de résidents en zones inondables dans le Sud de la France ». (Doctoral dissertation, Doctorat Sciences économiques, Université de Montpellier).
- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric F. Lambin, Timothy M. Lenton, Marten Scheffer, Carl Folke, et Hans Joachim Schellnhuber. 2009. « A safe operating space for humanity ». *Nature* 461(7263):472-75.
- Rook, Laura. 2013. « Mental models: A robust definition ». *The Learning Organization*.
- Roy, Marie-Élise. 2008. Résultats de l'enquête téléphonique sur les valeurs forestières des résidents des régions de la Capitale-Nationale et du Saguenay-Lac-Saint-Jean: rapport effectué dans le cadre du projet d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts.
- Roy, Marie-Ève, et Philippe Nolet. 2016. Typologie et caractérisation spatiale de l'envahissement et de la maladie corticale du hêtre en Outaouais. Institut des sciences de la forêt tempérée-Université du Québec en Outaouais.
- Schmolck, Peter. 2002. « PQMethod manual ». PQMethod Package, <http://www.rz.unibw-muenchen.de/~p41bsmk/qmethod/pqmanual.htm>.

- Schwartz, Shalom H. 2006. « Les valeurs de base de la personne : théorie, mesures et applications ». *Revue française de sociologie*. Vol. 47(4):929-68.
- Seymour, Robert S., et Alan S. White. 2002. « Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies ». *Forest Ecology and Management*. 155(1-3):357-67.
- Smouse, Peter E., Jeffrey C. Long, et Robert R. Sokal. 1986. « Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence ». *Systematic zoology* 35(4):627-32.
- Spash, Clive L. 2017. *Routledge handbook of ecological economics: nature and society*. Taylor & Francis.
- St-Amour, C., et F. Doyon. 2016. Scénarios exploratoires d'aménagement forestier du Centre touristique et éducatif des Laurentides. Document non publié.
- Steffen, Will, Paul J. Crutzen, et John R. McNeill. 2007. « The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature ». *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(8):614-21.
- Steg, Linda, et Charles Vlek. 2009. « Encouraging pro-environmental behaviour: An integrative review and research agenda ». *Journal of environmental psychology* 29(3):309-17.
- Stephenson, William. 1953. « The study of behavior; Q-technique and its methodology. » *University of Chicago Press*.
- Stevens, Albert L., et Degre Gentner. 1983. « Mental models ». *Edited by Degre Gentner ISBN 0-89859-242-9*.
- Stocker, Thomas F., Dahe Qin, Gian-Kasper Plattner, Melinda Tignor, Simon K. Allen, Judith Boschung, Alexander Nauels, Yu Xia, Vincent Bex, et Pauline M. Midgley. 2013. « Climate change 2013: The physical science basis ». *Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change* 1535.
- Stone-Jovicich, Samantha, Timothy Lynam, Anne Leitch, et Natalie Jones. 2011. « Using Consensus Analysis to Assess Mental Models about Water Use and Management in the Crocodile River Catchment, South Africa ». *Ecology and Society* 16(1).

- Tauc, Florence. 2019. « Composante souterraine de la vulnérabilité des arbres à la sécheresse : effet de la microtopographie et de la disponibilité en eau sur la biomasse et la production de racines fines en forêt tempérée ». Mémoire, Université du Québec en Outaouais, Québec.
- Timber Management Research, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 1965. « Silvics Manual Volume 1-Conifers and Volume 2-Hardwoods ». Consulté 12 février 2020 (https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654/table_of_contents.htm?fbclid=IwAR2a0px9_MmVOiyhiy40fcQbdP65-rF_rg22LByDbRr8NkBMu2ikCs6xZy8).
- Tversky, Amos, et Daniel Kahneman. 1979. « Prospect theory: An analysis of decision under risk ». *Econometrica* 47(2):263-91.
- Tversky, Amos, et Daniel Kahneman. 1992. « Advances in prospect theory: Cumulative representation of uncertainty ». *Journal of Risk and uncertainty* 5(4):297-323.
- Wagner, Sven, Franka Huth, Frits Mohren, et Isabelle Herrmann. 2013. « 1. 5 Silvicultural systems and multiple service forestry ». *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity* 64.
- Watts, S., et P. Stenner. 2003. « Q methodology, quantum theory and psychology ». *Operant Subjectivity* 26(3):155-73.
- Watts, Simon, et Paul Stenner. 2012. *Doing Q methodological research: Theory, method & interpretation*. Sage.
- Weber, Elke U., Ann-Renée Blais, et Nancy E. Betz. 2002. « A Domain-Specific Risk-Attitude Scale: Measuring Risk Perceptions and Risk Behaviors ». *Journal of Behavioral Decision Making* 15(4):263-90.
- Westlund, Hans, et Roger Bolton. 2003. « Local social capital and entrepreneurship ». *Small business economics* 21(2):77-113.
- White, DEEN A. 2003. « Consumer and Community Participation: A Reassessment of Process and Impact ». *The Handbook of Social Studies in Health and Medicine* 465.
- Wong, Carmen, et Kristi Iverson. 2004. « Range of natural variability: Applying the concept to forest management in central British Columbia ». *Journal of Ecosystems and Management* 4(1).

- Xiang, Chunjie, Yaobin Lu, et Sumeet Gupta. 2013. « Knowledge sharing in information system development teams: examining the impact of shared mental model from a social capital theory perspective ». *Behaviour & Information Technology* 32(10):1024-40.
- Zmyslony, Jean, et Daniel Gagnon. 2000. « Path analysis of spatial predictors of front-yard landscape in an anthropogenic environment ». *Landscape ecology* 15(4):357-71.

GLOSSAIRE

Acceptabilité sociale : définie par (Fortin et Fournis, 2013) comme « un processus d'évaluation politique d'un projet sociotechnique mettant en interaction une pluralité d'acteurs impliqués à diverses échelles et à partir duquel se construisent progressivement des arrangements et des règles institutionnelles reconnues légitimes, car cohérentes avec la vision du territoire et le modèle de développement privilégié par les acteurs concernés »

Acteur ou acteur social : ce terme emprunté aux sciences sociales définit des individus ou groupes ayant des rôles différents, et donc des représentations et des intentions différentes. Il est une composante du « système social ». (Encyclopaedia Universalis, 2018) « L'acteur désigne en général le support des conduites sociales ». Le terme acteur est employé dans ce document dans la lignée utilitariste et rationaliste : l'acteur dispose d'une certaine autonomie et malgré sa rationalité limitée il agit dans un intérêt particulier. Ce terme est également indirectement lié au concept constructiviste qui définit l'acteur comme « toute entité qui modifie une situation donnée et qui participe de fait au déroulement de l'action (humains, mais aussi non humains) ». Même si cela n'est pas explicité dans notre travail, une des missions des projets de concertation est de permettre la représentation lors des débats d'acteurs non humains du système écologique (Paugam, 2010)

Action collective : concept qui rassemble « toutes les formes d'actions organisées et entreprises par un ensemble d'individus en vue d'atteindre des objectifs communs et d'en partager les profits. C'est autour de la question des motivations, des conditions de la coopération et des difficultés relatives à la coordination des membres ainsi que de la problématique de la mobilisation des ressources que se sont historiquement orientés les travaux sur cette notion. » (Letonturier, 2020)

Aménagement multifonctionnel de la forêt : fait référence à l'aménagement de la forêt afin de valoriser une pluralité d'usages du patrimoine forestier. (Chiasson *et al.*, 2010)

Apprentissage social : L'apprentissage qui se « produit lorsque les personnes qui partagent des perspectives et des expériences divergentes développent un cadre commun de compréhension et une base pour une action commune » (Schusler *et al.*, 2003, cité dans Biggs *et al.*, 2011)

Capital social concept d'Elinor Ostrom : « l'ensemble des relations, des réseaux et des normes qui facilitent l'action collective » (Pérez et Silva, 2013)

Co-construction : « Ce terme sert à mettre en valeur l'implication d'une pluralité d'acteurs dans l'élaboration et la mise en œuvre d'un projet ou d'une action » (Akrich, 2013)

Concertation : « Un processus de construction collective de visions, d'objectifs, de projets communs, en vue d'agir ou de décider ensemble, qui repose sur un dialogue coopératif entre plusieurs parties prenantes et vise à construire de nouvelles coordinations autour d'un ou plusieurs objets problématiques » (Beuret, 2013)

D'une manière générale, les systèmes sociaux peuvent être considérés comme des systèmes interdépendants d'organismes. Ainsi, les systèmes sociaux et écologiques contiennent des unités qui interagissent de manière interdépendante et chacune peut également contenir des sous-systèmes interactifs » traduit de Anderies *et al.* (2004)

L'action collective est un objet interdisciplinaire touchant plusieurs courants de pensée. Jusque dans les années 80 : l'étude du comportement collectif, l'action rationnelle, la théorie de la mobilisation des ressources et la théorie des nouveaux mouvements sociaux puis aujourd'hui l'analyse de cadres (Martel, 2008)

Modèles mentaux: en psychologie cognitive, les MM sont des représentations dynamiques mentales sur lesquelles nous nous basons pour simuler et inférer des situations réelles (Johnson-laird 1981)

Parties prenantes : « Une partie prenante est un individu ou groupe d'individus qui peut affecter ou être affecté par la réalisation des objectifs organisationnels » concept issu de la littérature managériale il est repris pour nourrir les réflexions sur les modèles de gouvernance (Mercier, 2001)

Processus participatif : « tout arrangement par lequel des acteurs — les parties prenantes — de types différents sont réunis dans le but de contribuer, de manière plus ou moins directe et plus ou moins formelle au processus de décision » (Anon, 2020)

Système socioécologique (SSE) : « Un SSE est un système écologique étroitement lié et affecté à un ou plusieurs systèmes sociaux. Un système écologique peut être vaguement défini comme un système d'organismes ou d'unités biologiques interdépendants. « Social » signifie simplement « tendant à nouer des relations de coopération et d'interdépendance avec d'autres personnes » (Anderies *et al.*, 2004)

Territoire : « espace délimité, approprié de façon directe ou indirecte par un individu, une communauté, sur lequel peut s'exercer l'autorité d'un État ou d'une collectivité » (tirée du glossaire général Géoconfluence).